

Aanzet tot een ecologische indeling
van oppervlaktewateren in Nederland

P.F.M. Verdonchot, J. Runhaar, W.F. van der Hoek,
C.F.M. de Bok & B.P.M. Specken

RIN-rapport 92/1
CML report 78

Instituut voor Bos- en Natuuronderzoek (IBN-DLO)

Leersum

1992

CENTRUM VOOR MILIEUKUNDE
DER RIJKSUNIVERSITEIT LEIDEN

INHOUDSOPGAVE

VOORWOORD	6
SAMENVATTING	7
1 ONTWIKKELING VAN EEN LANDELIJKE INDELING VAN AQUATISCHE ECOSYSTEMEN	11
1.1 Inleiding	11
1.2 Doel	11
1.3 Opzet	12
1.4 Werkwijze: indeling van het rapport	13
1.4.1 Doel en opzet	13
1.4.2 Theoretische achtergronden van het indelenvan wateren op ecologische grondslag	13
1.4.3 Het aquatische ecotopensysteem	13
1.4.4 Indeling van wateren op ecologische grondslag	13
1.4.5 Ecologische soortengroepen	16
1.4.6 Ontwikkeling van toedelingssleutels	16
1.4.7 Relaties tussen aquatische ecotooptypen en beheer	17
1.4.8 Conclusies en discussie	17
2 ECOLOGISCHE ACHTERGRONDEN VAN EEN INDELING VAN WATEREN IN AQUATISCHE ECOTOOPTYPEN	18
2.1 Classificatie of typologie?	18
2.2 Ecotooptype, cenotypen en watertypen	20
2.3 Referenties en streefbeelden	20
3 HET AQUATISCHE ECOTOPENSISTEEM	25
3.1 Inleiding	25
3.2 Het ecotopensysteem	25
3.2.1 Algemene principes van het ecotopensysteem	25
3.2.2 Het CML-ecotopensysteem voor terrestrische vegetatie	26
3.2.3 Uitwerking voor het aquatische ecotopensysteem	26
3.3 Het ecotopensysteem als onderdeel van een hiërarchische ecosysteem-indeling	27
3.4 Relatie ecoseries-ecotopen	30
4 INDELING VAN DE BINNENWATEREN IN NEDERLAND OP GROND VAN ABIOTISCHE MASTERFACTOREN	31
4.1 Inleiding	31
4.2 Masterfactoren in relatie tot de verschillende schaalniveaus	32
4.3 Keuze van indelingskenmerken op ecotoopniveau	34
4.3.1 Chloriniteit	35
4.3.2 Stroming	36
4.3.3 Grootte	38
4.3.4 Diepte	38
4.3.5 Droogval	39
4.3.6 Zuurgraad	40

4.3.7 Voedselrijkdom	42
4.4 De kenmerkklassen	43
4.4.1 Chloriniteit	44
4.4.2 Stroming	44
4.4.3 Grootte	44
4.4.4 Diepte	45
4.4.5 Droogval	45
4.4.6 Combinatie van grootte, diepte en droogval	45
4.4.7 Zuurgraad	47
4.4.8 Voedselrijkdom	47
4.4.9 Combinatie van zuurgraad en voedselrijkdom	48
4.5 Codering van de aquatische ecotooptypen	48
4.6 Interne heterogeniteit van het aquatische ecotopensysteem	49
 5 ECOTOOPTYPEN EN BIJBEHORENDE ECOLOGISCHE SOORTENGROEPEN	 50
5.1 Inleiding	50
5.2 Indeling van macrofyten in ecologische soortengroepen	50
5.3 Indeling van macrofauna in ecologische soortengroepen	51
5.4 Kanttekeningen bij de indeling van macrofaunasoorten	53
5.5 Beschrijving van de ecotooptypen aan de hand van ecologische soorten- groepen	55
 6 TOEDELING VAN OPNAMEN AAN ECOTOOPTYPEN	 57
6.1 Inleiding	57
6.2 Toedeling van opnamen met AQUATYP	57
6.3 Toedeling van opnamen met FAUNATYP	62
6.3.1 Waarom een nieuw toedelingsprogramma voor macrofauna?	62
6.3.2 Werkwijze van FAUNATYP	63
6.4 Verschillen in de mogelijkheden van AQUATYP en FAUNATYP	65
6.5 Vergelijking van de toedelingsresultaten van AQUATYP en FAUNATYP	67
6.6 Conclusies uit de vergelijking van de toedelingsresultaten	70
 7 BEÏNVLOEDING VAN WATERECOSYSTEMEN	 72
7.1 Inleiding	72
7.2 De rol van regionale en menselijke factoren in de aquatische ecosysteemtypologie	73
7.3 Beïnvloedingen door waterhuishoudkundige maatregelen	78
7.3.1 Overzicht van waterbeheersmaatregelen	78
7.3.2 Abiotische karakterisering van hoofdgroepen en aquatische ecotooptypen	79
7.3.3 Karakterisering van beïnvloedingen	79
7.3.4 Abiotische karakterisering van beïnvloedingsstadia	80
7.4 Globale beschrijving van ontwikkelingsprocessen	82
7.4.1 Normalisatie en kanalisatie van beken	82
7.4.2 Belasting met nutriënten en/of organische stoffen	83
7.4.3 Relaties tussen masterfactoren en maatregelen	83

8 EVALUATIE	88
8.1 Inleiding	88
8.2 Realisatie doelstellingen van het project	88
8.2.1 Realisatie doelstellingen met het oog op beoordeling van het ecosysteemrendement van stofmaatregelen (PEIS)	88
8.2.2 Realisatie doelstellingen met het oog op waterhuishoudkundige toepassingen	89
8.3 De relatie met de STORA	90
8.4 Geografische extrapolatie	92
8.5 Gewenste ontwikkelingen in het aquatische ecotopensysteem	93
8.5.1 Beschrijving van beïnvloedingsstadia	93
8.5.2 Screening van ecologische groepen	93
8.5.3 Aanvullingen op de ecologische groepen	94
8.5.4 Toedelingsprogramma's	94
8.6 Een mogelijk vervolg	94

REFERENTIES	96
-------------	----

BIJLAGEN

4.1 HIËRARCHISCHE WEERGAVE VAN DE INDELINGSKENMERKEN	
5.1 OMSCHRIJVING VAN DE AQUATISCHE ECOTOOPTYPEN EN BIJBEHORENDE (ZEER) KARAKTERISTIEKE SOORTEN	
5.2 MACROFYTEN EN DE BIJBEHORENDE ECOTOOPTYPEN	
5.3 KENMERKENDHEID EN ABUNDANTIE VAN MACROFAUNA IN AQUATISCHE ECOTOOPTYPEN	
6.1 SCHEMATISCHE WEERGAVE VAN AQUATYP	
6.2 SCHEMATISCHE WEERGAVE VAN FAUNATYP	
6.3 RESULTAAT VAN DE TOEDELING VAN EEN AQUATISCHE VEGETATIEOPNAME MET BEHULP VAN AQUATYP	
6.4 RESULTAAT VAN DE TOEDELING VAN EEN AQUATISCHE MACROFAUNAOFNAME MET BEHULP VAN FAUNATYP	
6.5 VERGELIJKING VAN DE TOEDELING VAN HET KUN-BESTAND MET AQUATYP EN FAUNATYP	
7.1 a ABIOTISCHE KARAKTERISERING VAN WATEREN IN HOOFDGROUPEN	
7.1 b ABIOTISCHE KARAKTERISERING VAN WATEREN IN ECOTOOPTYPEN	
7.2 a BEÏNVLOEDING VAN WATEREN OP HET NIVEAU VAN HOOFDGROUPEN	
7.2 b BEÏNVLOEDING VAN WATEREN OP HET NIVEAU VAN AQUATISCHE ECOTOOPTYPEN	

VOORWOORD

Onder waterkwaliteit wordt de ecologische toestand van het medium water, de waterbodem en de oevers verstaan (integraal waterbeheer). Verruiming van het begrip waterkwaliteit t.o.v. vroegere definitie, waarbij alleen abiotische parameters werden gehanteerd, betekent een wezenlijke verandering in het denken over en het omgaan met watersystemen. Verdieping van de kennis van het functioneren van aquatische systemen als ecosysteem vormt een belangrijke voorwaarde voor integraal waterbeheer. Naast lozingen van stoffen (toxische belasting, eutrofiëring) hebben ook ingrepen in de waterhuishouding effecten op de waterkwaliteit.

Om effecten van stoffen en waterhuishoudkundige maatregelen te kunnen beoordelen en hierover voorspellingen te doen is een eenduidige typologie van aquatische ecosystemen nodig.

Dit project presenteert een aanzet tot een aquatische systeemtypologie. Deze typologie vormt de basis waarop beleid van de ministeries van VROM, Verkeer & Waterstaat en LNV kan worden ontwikkeld.

De samenwerking tussen CML, ministerie van VROM, RIZA, RIVM en IBN is een voorbeeld van het streven naar integratie van beleid t.b.v. verschillende (maar overlappende) doelen, dat wordt gebaseerd op dezelfde basisgegevens.

De directie

SAMENVATTING

Dit rapport is het eindresultaat van een studie die is uitgevoerd door het IBN/RIN te Leersum en het CML te Leiden, in opdracht van DGM/PEIS en RIZA.

Doel van deze studie is het ontwikkelen van een ecologische indeling van de oppervlaktewateren in Nederland.

Om te komen tot een indeling van wateren is een selectie gemaakt van abiotische factoren die in de literatuur (b.v. Torenbeek 1988, Verdonschot 1990a/b, Smit 1990) naar voren komen als belangrijk en differentiërend t.a.v. aquatische flora- en faunagemeenschappen. Deze factoren (masterfactoren) zijn: chloridegehalte, stroming, mate van permanentie, dimensies (grootte en diepte), zuurgraad en voedselrijkdom. Deze factoren zijn als indelingskenmerken gebruikt.

De van nature voorkomende ranges van de waarde van de indelingskenmerken zijn in z.g. kenmerkklassen verdeeld. Daarbij is vanuit typologische overwegingen gekozen voor klassen met elkaar overlappende grenzen.

Uit alle mogelijke combinaties van kenmerkklassen zijn die combinaties gekozen die op grond van gegevens van levensgemeenschappen ecologisch relevant zijn. Daarbij vervallen de niet in Nederland voorkomende combinaties. Biologisch niet of moeilijk van elkaar te onderscheiden combinaties van kenmerkklassen zijn samengevoegd. De resterende 41 (43) combinaties zijn 'aquatische ecotootypen' genoemd.

Een aquatisch(e) ecotoop(type) is gedefinieerd als een ruimtelijke eenheid die binnen zekere grenzen homogeen is ten aanzien van de voornaamste hydromorfologische en fysisch-chemische omgevingsfactoren die voor de biota van belang zijn.

Bij de aquatische ecotootypen zijn op grond van literatuurgegevens groepen soorten (macrofyten en macrofauna) verzameld die worden beschouwd als voorkomend en al of niet kenmerkend voor een bepaalde combinatie van abiotische randvoorwaarden. De soorten zijn verzameld in z.g. ecologische soortengroepen per aquatisch ecotootype. Voor de macrofyten is naast de presentie van een soort een indicatie gegeven van de relatieve abundantie ($^{0}/_{00}$ bedekking). Voor macrofauna zijn naast presentie indicaties gegeven voor de kenmerkendheid en de abundantie van een soort in een aquatisch ecotootype. In principe is getracht bij de samenstelling van de ecologische groepen alleen soorten uit relatief weinig of niet 'beïnvloede' wateren te betrekken. Voor sommige ecotootypen (b.v. grote rivieren) bleek dit criterium niet haalbaar. Hiervoor zijn naast recente ook historische gegevens gebruikt (voor de macrofauna b.v. Redeke 1948).

Naast het verzamelen van literatuurgegevens zijn diverse experts op het gebied van planten (macrofyten) of taxonomische groepen (macrofauna) gevraagd soorten te plaatsen in het stelsel van aquatische ecotootypen. Uit het resultaat van beide werkwijzen zijn de uiteindelijke ecologische groepen geformuleerd.

Vervolgens zijn methoden ontwikkeld om opnamen van aquatische macrofyten en/of aquatische macrofauna toe te delen aan een bepaald aquatisch ecotoop-type of een combinatie van typen.

Naar analogie van het programma ECOTYP, het toedelingsprogramma dat t.b.v. het CML-ecotopensysteem voor terrestrische vegetaties is ontwikkeld, zijn twee nieuwe versies van dit programma ontwikkeld nl. AQUATYP en FAUNATYP, om ook opnamen van aquatische macrofyten resp. macrofauna aan een ecotoop-type te kunnen toedelen. Beide nieuwe programma's werken niet op dezelfde wijze. AQUATYP laat, analoog aan de werking van ECOTYP, de soorten in een opname 'scoren' in kenmerkklassen, waarna uit de combinatie van hoogst scorende kenmerkklassen het aquatische ecotoop-type volgt. In

FAUNATYP echter, scoort een soort direct voor de aquatische ecotootypen waarvan de soort in de ecologische groep voorkomt. In beide gevallen bestaat een uitdraai van het programma uit een overzicht van de scores van de kenmerkklassen/aquatische ecotootypen.

De werking van beide programma's is getoetst m.b.v. gegevens van een honderdtal stagnante wateren in de omgeving van de grote rivieren (Van den Brink 1990). Uit deze toetsing bleek FAUNATYP tamelijk gevoelig te zijn ten aanzien van de kenmerken chloridegehalte en stroming. AQUATYP is echter tamelijk ongevoelig t.a.v. het kenmerk diepte. Tevens bleken wateren van verschillende grootte beter te onderscheiden op grond van macrofaunaopnamen. Op grond van macrofaunagegevens worden opnamen echter eerder aan matig voedselrijke ecotootypen toegedeeld dan op grond van macrofytengegevens.

Daarnaast zijn de ecologische effecten van een reeks van waterhuishoudkundige maatregelen beschreven. Van iedere maatregel is getracht aan te geven welke veranderingen in de combinatie van van abiotische randvoorwaarden (masterfactoren) zij veroorzaakt, waarbij is aangegeven in welke richting de levensgemeenschappen a.g.v. deze veranderingen zich zullen ontwikkelen.

Tevoren is een lijst van beïnvloedingen van aquatische ecosystemen opgesteld, nl.:

- doorspoelen van poldersystemen met brak uitslagwater
- normalisatie en stuwing van stromende wateren
- verwijdingen (evt. aanleggen van meer watergangen) of verdiepingen van 'natte doorsnede' t.b.v. 'verbeterde' af- resp. ontwatering
- peilverlaging
- peilverhoging
- aan- of doorvoer van gebiedsvreemd water t.b.v. peilhandhaving resp. lozing van overtollig water. Ook het aanvoeren van zoet water om verzilting tegen te gaan behoort hiertoe
- schoning
- baggeren
- herstel van 'oorspronkelijke' morfologie
- grondwateronttrekking
- diffuse en puntvormige lozingen van verontreinigingen (nutriënten, organische stoffen).

Beïnvloedingen van aquatische ecosystemen door toxische stoffen komen, gezien de veelheid van stoffen en hun relaties met verschillende soorten organismen, in dit rapport niet aan de orde.

Van de bovengenoemde beïnvloedingen is getracht, kwalitatief, en waar mogelijk kwantitatief, relaties weer te geven met de masterfactoren. Daarnaast zijn de effecten van maatregelen op aquatische levensgemeenschappen op kwalitatieve wijze weergegeven. Beïnvloeding van een water kan gevolgen hebben voor het aquatische ecotootype dat in het water voorkomt. Veranderingen in het stelsel van abiotische randvoorwaarden kunnen echter van dusdanige aard zijn dat niet alleen de waarde van de masterfactoren wordt beïnvloed maar ook de waarde van factoren die op een hoger schaalniveau (d.w.z. sturend t.a.v. de waarde van de masterfactoren) staan. Om deze reden zijn naast aquatische ecotootypen op grond van deze 'hoofdfactoren' (b.v. verhang t.o.v. stroomsnelheid) de volgende hoofdgroepen onderscheiden:

- * bronnen en bovenloopjes,
- * heuvellandbeken,
- * grote rivieren,
- * temporaire laaglandbeken,
- * permanente, kleine laaglandbeken,

- * permanente, grote laaglandbeken en kleine riviértjes,
- * temporaire, stagnante wateren,
- * permanente, kleine stagnante wateren,
- * permanente, grote stagnante wateren,
- * brakke wateren.

Hoofdgroepen bestaan uit groepen van aquatische ecotootypen die zich op grond van een 'hoofdfactor' van elkaar laten onderscheiden.

Van m.n. normalisatie en stuwning van stromende wateren is duidelijk dat het oorspronkelijk ecotootype van een water door verandering van de waarde van een hoofdfactor (verhang) al bij een geringe mate van beïnvloeding niet meer te herkennen is. In zulke wateren is een verschuiving van het aquatisch ecotootype naar een type behorend bij een andere hoofdgroep (b.v. stromend -> stagnant) veel voorkomend. Andere maatregelen (b.v. vergravingen) veroorzaken verschuivingen van het aquatisch ecotootype binnen een hoofdgroep (b.v. ondiep -> diep). Een derde categorie verschuivingen (b.v. als gevolg van lozingen van nutriënten) betreft variatie binnen een aquatisch ecotootype (b.v. voedselrijk -> hypertroof) die wordt veroorzaakt door veranderingen in factoren die zijn afgeleid van de masterfactoren (en zo tot een lager schaalniveau moeten worden gerekend). Ook deze beïnvloedingen kunnen gepaard gaan met grote veranderingen in de levensgemeenschappen. Hierdoor wordt de herkenbaarheid van het aquatisch ecotootype binnen het toedelingssysteem negatief beïnvloed.

De laatstgenoemde categorie verschuivingen (beïnvloedingsstadia) is in dit rapport nog slechts summier behandeld. Wel is aangegeven dat t.b.v. de verbetering van toedelingsresultaten t.a.v. een aantal maatregelen beïnvloedingsstadia van aquatische ecotootypen zouden moeten worden beschreven. Deze zouden aan het stelsel van aquatische ecotootypen moeten worden toegevoegd. Daarbij bestaat tevens de mogelijkheid op regionaal niveau varianten van aquatische ecotootypen te ontwikkelen.

Concluderend kan worden gesteld dat met de totstandkoming van de indeling in aquatische ecotootypen er een basis is gelegd voor een ecologisch onderbouwde karakterisering van oppervlaktewateren. De tot op heden onderscheiden typen omvatten echter nog veelal wateren waarin weinig of geen sprake is van storende invloeden van waterhuishoudkundige maatregelen en lozingen. Hierdoor wordt de toepasbaarheid van het toedelingssysteem beperkt. Nadere uitwerking, ook op regionaal niveau, zal de toepasbaarheid aanzienlijk kunnen vergroten.

Doordat inzicht is verschaft in de relaties tussen maatregelen en de masterfactoren is het mogelijk globaal voorspellingen te doen van de verandering van het aquatisch ecotootype van wateren m.b.t. de toepassing van maatregelen. Hiermee is een basis gelegd voor een meer ecologisch onderbouwd concept m.b.t. de wijze van beheren van wateren.

Verdere ontwikkeling van modellerende en voorspellende methoden t.a.v. de effecten van toxische stoffen in aquatische ecosystemen berust op het invullen van functionele groepen met de soorten zoals die in de ecologische groepen zijn vermeld. Ook voor dit kader is er een basis gelegd. Verdere uitwerking in modellen geschiedt door invulling van de relaties van vertegenwoordigers van de functionele groepen met (eco)toxicologische gegevens van soorten.

1 ONTWIKKELING VAN EEN LANDELIJKE INDELING VAN AQUATISCHE ECOSYSTEMEN

1.1 Inleiding

De opdracht tot het ontwikkelen van een aquatische ecosysteemindeeling is afkomstig van het Directoraat-Generaal Milieubeheer (DGM) van het Ministerie van Volkshuisvesting, Ruimtelijke Ordening en Milieubeheer (t.b.v. het Project Ecologische Inpasbaarheid Stoffen (PEIS)) en van het Rijksinstituut voor Integraal Zoetwaterbeheer en Afvalwaterbehandeling (RIZA).

De opdracht van PEIS valt binnen het kader van het PEIS-deelproject 'Ecosysteemrendement van stoffenmaatregelen/Herstel mogelijkheden van chemisch belaste ecosystemen'. Dit deelproject heeft tot doel het aangeven van de effecten van het verminderen van bepaalde stofgroepen in het milieu. Een beter inzicht in het gedrag van stoffen in verschillende aquatische ecosysteemttypen moet in de toekomst leiden tot een beter gefundeerd en gedifferentieerd normeringsbeleid t.a.v. milieuvreemde stoffen.

Voor het RIZA wordt de te ontwikkelen indeling de basis voor te ontwikkelen beoordelingssystemen om effecten van waterhuishoudkundige maatregelen te kunnen aangeven. Om de actuele toestand van wateren te kunnen beoordelen zal eerst een beschrijving van de referentiesituaties (oorspronkelijke toestanden) moeten plaatsvinden in termen van masterfactoren. Op grond van masterfactoren kan de actuele toestand van een water worden herleid tot een van de referentiesituaties. Dit schept de mogelijkheid de gevolgen van een bepaalde combinatie van beheermaatregelen te evalueren. Daarnaast wordt de mogelijkheid geschapen met een aangepast beheer (een andere combinatie van beheermaatregelen) het stelsel van masterfactoren zo te beïnvloeden dat een toestand wordt ontwikkeld die de referentiesituatie beter benadert.

1.2 Doel

Het doel is de ontwikkeling van een landelijke indeling van oppervlaktewateren. Hiervoor dient het voorkomen van aquatische ecotooptypen in Nederland te worden geïnventariseerd, en moet een ecologische karakterisering van die typen plaatsvinden. Vervolgens dient een methode te worden ontwikkeld waarmee op basis van veldgegevens de toestand van wateren kan worden beoordeeld. Ten behoeve van het beheer dient voor elk van de aquatische ecotooptypen te worden aangegeven welke de belangrijkste masterfactoren zijn waarmee in het beheer een zekere mate van sturing kan worden uitgeoefend.

- Het is van belang kwalitatieve (waar mogelijk ook kwantitatieve) relaties aan te geven tussen de verschillende in Nederland toegepaste (combinaties van) beheermaatregelen en de genoemde masterfactoren.
- Alle Nederlandse binnenwateren met uitzondering van (voormalige) getijdewateren worden in de aquatische ecosysteemindeeling betrokken.
- De te ontwikkelen indeling spitst zich toe op het niveau van ecotooptypen.
- De eigenlijke karakterisering van wateren komt tot stand na inventarisatie en beschrijving van de aanwezige levensgemeenschappen (aquatische macrofyten en macrofauna).
- De ontwikkeling van de aquatische ecosysteemindeeling wordt gezamenlijk uitgevoerd door het Instituut voor Bos- en Natuuronderzoek (IBN) te Leersum en het Centrum voor Milieukunde (CML) van de Rijksuniversiteit Leiden.

1.3 Opzet

Om te komen tot een karakterisering van ecologische optima van aquatische systemen is allereerst inzicht nodig in de aard van de factoren die hieraan ten grondslag liggen. Deze factoren worden masterfactoren genoemd. Binnen het stelsel van wateren in Nederland zijn verschillende (niet strikt te scheiden) schaalniveaus te onderscheiden. Elk schaalniveau wordt gekenmerkt door een eigen combinatie van factoren die op het gegeven niveau voor differentiatie zorgen. Soms overlappen de factoren verschillende schaalniveaus.

Op het niveau van hoofdgroepen kunnen op basis van het verhang snel stromende, langzaam stromende en stilstaande wateren worden onderscheiden. Op het niveau van aquatische ecotootypen kunnen op basis van de stroomsnelheid binnen de snel en langzaam stromende wateren verschillende ecotootypen worden onderscheiden. Op grond van organische-stofgehalte en voedselrijkdom kan vervolgens binnen een bepaald aquatisch ecotootype weer nader onderscheid worden gemaakt tussen, lokaal of regionaal gebonden, varianten en beïnvloedingsstadia.

De indeling in typen (aquatische ecotootypen) wordt opgesteld door verschillen in levensgemeenschappen te koppelen aan verschillen in een stelsel van masterfactoren. Er is gekozen voor een indeling op grond van masterfactoren omdat uit typologische studies blijkt dat met deze factoren steeds een belangrijk deel van de biotische differentiatie wordt verklaard. De indeling heeft daarom, vooral ecologisch gezien, een bepaalde meerwaarde t.o.v. de CUWVO-indeling, waarin ook functionele (gegraven/niet gegraven) en morfologische (lijnvormig/niet lijnvormig) indelingscriteria worden benut. De ecologische waarde van dergelijke criteria wordt door de auteurs betwijfeld. De indeling in aquatische ecotootypen heeft vooral een beschrijvend karakter. Er is getracht weer te geven aan welke abiotische randvoorwaarden en daarbij voorkomende levensgemeenschappen meer natuurlijke vormen van wateren zouden kunnen worden herkend. Er is daarom geen sprake van een beoordelingssysteem.

Om de indeling als referentiekader te kunnen gebruiken dient een methode te worden ontwikkeld waarmee veldopnamen kunnen worden geplaatst binnen het stelsel van aquatische ecotootypen. Op deze manier kan het type van een water worden vastgesteld. Hiervoor wordt uitgegaan van het door het CML ontwikkelde terrestrische ecotopensysteem (Stevens et al. 1987). Het bij het ecotopensysteem ontwikkelde computerprogramma ECOTYP, dat wordt gebruikt om het ecotootype van terrestrische systemen te kunnen vaststellen op grond van vegetatieopnamen, zal moeten worden aangepast om ook opnamen van aquatische levensgemeenschappen te kunnen verwerken. Er is gekozen voor een aansluiting bij het terrestrische systeem om de mogelijkheid te scheppen geïntegreerde studies uit te voeren waarin naast terrestrische ook aquatische levensgemeenschappen een rol vervullen.

Ten aanzien van het beheer van wateren dient een koppeling gelegd te worden tussen de masterfactoren en de waterhuishoudkundige maatregelen. Inzicht in deze relatie(s) biedt de mogelijkheid masterfactoren te beïnvloeden. Binnen deze relatie speelt de 'gevoeligheid' van systemen voor beïnvloeding/verstoring een belangrijke rol. Sommige typen systemen kunnen unaniem als 'gevoelig' worden aangemerkt, terwijl in andere typen de gevoeligheid voor beïnvloeding juist binnen het type sterk kan verschillen.

Vanuit deze opzet kunnen een aantal concrete onderzoeksvragen worden geformuleerd waarop in dit rapport getracht wordt geheel of gedeeltelijk een antwoord te geven:

- * Welke abiotische factoren spelen een doorslaggevende rol in het bestaan (ontstaan) van verschillende aquatische ecotooptypen binnen het stelsel van aquatische ecosystemen in Nederland?
Welke van deze factoren dragen op welk schaalniveau bij aan de differentiatie in levensgemeenschappen?
Met welke van deze factoren kan men een basis leggen voor een indeling op het niveau van aquatische ecotooptypen?
- * Welke aquatische ecotooptypen kunnen op basis van deze factoren binnen Nederland worden onderscheiden en hoe kunnen deze door aanwezige levensgemeenschappen worden gekarakteriseerd?
Welke hoofdgroepen kunnen worden onderscheiden?
- * Hoe kan het aquatische ecotooptype op grond van aanwezige levensgemeenschappen (een of meer opnamen) worden bepaald?
- * Hoe kunnen de binnen Nederland toegepaste waterhuishoudkundige maatregelen in kwalitatieve en kwantitatieve zin worden gerelateerd aan de masterfactoren?

In deze studie is gekozen voor een aanpak waarbij tevoren een stelsel van aquatische ecotooptypen wordt ontworpen a.h.v. literatuurkennis. Daarna worden in de literatuur beschreven clusters (met daaraan gekoppelde soorten) in dit stelsel geplaatst.

1.4 Werkwijze: Indeling van het rapport (zie fig. 1.1)

1.4.1 Doel en opzet

Het doel en de opzet van de huidige studie zijn beschreven in 1.2 en 1.3

1.4.2 Theoretische achtergronden van het indelen van wateren op ecologische grondslag

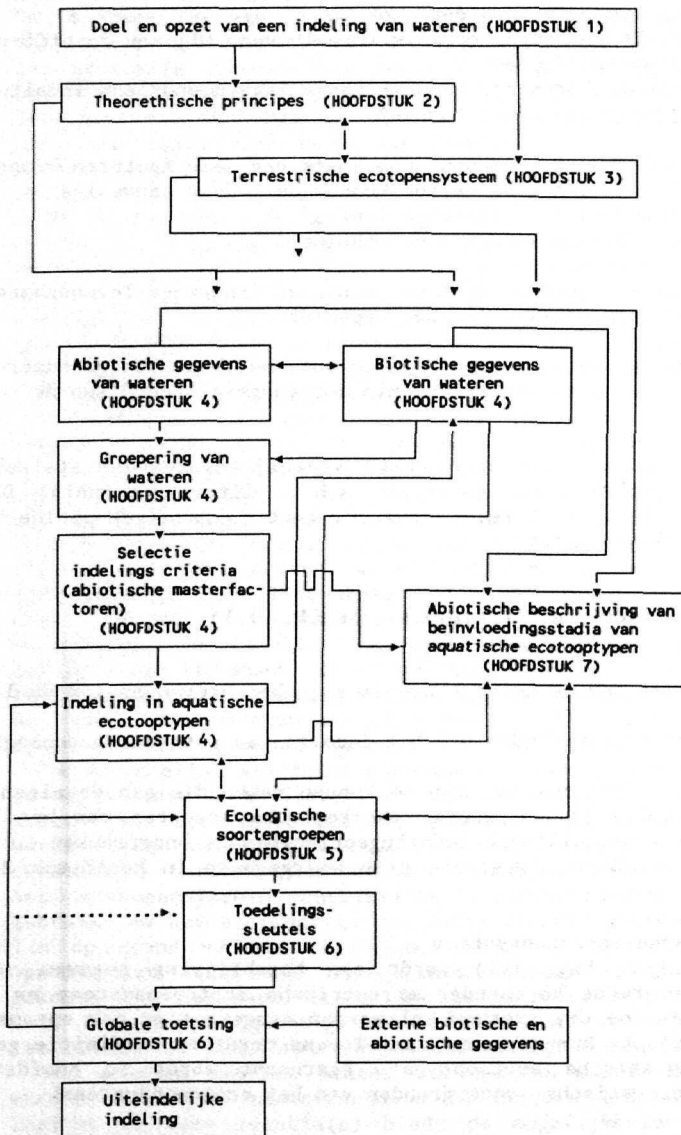
Om een werkbare indeling van wateren te kunnen maken die aan de eisen voldoet is het noodzakelijk een aantal theoretische aspecten van het indelingsproces en van verschillende indelingsprincipes te onderzoeken en tegen elkaar af te wegen. Deze afwegingen zijn weergegeven in hoofdstuk 2 (zie fig. 1.1).

1.4.3 Het aquatische ecotopensysteem

In hoofdstuk 3 (zie fig. 1.1) wordt een beschrijving gegeven van de principes van het reeds bestaande terrestrische ecotopensysteem en wordt globaal aangegeven hoe dit systeem zal worden aangepast om ook opnamen uit aquatische milieu's te kunnen verwerken. Tevens wordt een definitie gegeven van de term 'aquatische ecotooptype'. Daarnaast wordt in hoofdstuk 3 ingegaan op de theoretische achtergronden van het ecotopensysteem.

1.4.4 Indeling van wateren op ecologische grondslag

Naar analogie van de methode die werd toegepast bij de ontwikkeling van de ecotopenindeling voor terrestrische ecosystemen (Stevens et al. 1987) en andere indelingsmethoden (Torenbeek 1988, Claassen 1987, Smit 1990, Verdon-schot 1990) kan een ecologische indeling van aquatische ecotooptypen alleen tot stand komen wanneer naast abiotische- ook biotische kenmerken van ecosystemen worden gebruikt als indelingscriteria. Het ecologische karakter van een dergelijke indeling schuilt daarbij in het gegeven dat men a.h.w. de natuur voor zichzelf laat spreken (z.g. bottom-up benadering). Hierbij



Figuur 1.1: Schematische weergave van de werkwijze in dit rapport. Gesloten pijlen geven informatiestromen weer. De gestippelde lijn betreft technische aanpassing.

wordt in belangrijke mate gebruik gemaakt van karakteristieke soorten en/of soortencombinaties (biotische factoren).

Karakteristieke soorten worden hierbij opgevat als diagnostische kenmerken t.a.v. het voorkomen van bepaalde abiotische factoren. De biotische en abiotische factoren vertonen een hoge mate van onderlinge afhankelijkheid. Wanneer de indeling op basis van masterfactoren (abiotische factoren) de indeling op basis van karakteristieke soorten (biotische factoren) ondersteunt ontstaat een eenduidig geheel.

Uit het stelsel van abiotische factoren zal op basis van literatuurgegevens een selectie moeten worden gemaakt van die factoren die de natuurlijke variatie binnen het stelsel van ecosystemen het meest benadrukken (masterfactoren).

Reeds bestaande landelijke indelingen van wateren zijn te vinden in rapporten van de Commissie Uitvoering Wet Verontreiniging Oppervlaktewateren (CUWVO 1988) en van het RIN (Torenbeek 1988) waarin een globale indeling wordt gepresenteerd. Op basis van beide indelingen kunnen een aantal factoren worden onderscheiden die landelijk differentiatie bewerkstelligen. Deze vormen de belangrijkste factoren van een indeling in aquatische ecotootypen. De globale indeling kan met gegevens van reeds uitgevoerde regionale indelingen (typologieën of classificaties) van wateren (b.v. Claassen 1987, Smit 1990, Verdonschot 1990, Van der Hammen 1991) verder worden uitgewerkt. In voornoemde werken is meestal een clusterbewerking uitgevoerd, waarbij per provincie een aantal watertypen wordt beschreven. Hierbij ontstaat inzicht in de factoren die op een lager schaalniveau (regionaal) differentiatie bewerkstelligen. Factoren die als belangrijkste naar voren komen, zijn voor een indeling in aquatische ecotootypen van belang. Niet in alle gevallen komen dezelfde factoren als differentiërend naar voren. Immers in het overwegend 'zoete' Overijssel (Verdonschot 1990) speelt het zoutgehalte nagenoeg geen rol, stroming echter wel. In het vlakke Zuid-Holland (Smit 1990) ligt deze verhouding andersom. Sommige aquatische ecotootypen worden in de genoemde werken niet beschreven (b.v. snel stromende wateren: Zuid-Limburg). Met behulp van literatuur (waarin geen clusterbewerking is uitgevoerd) zal ook voor dergelijke typen een invulling moeten worden gezocht. Voor de macrofyten is men nagenoeg aangewezen op ongeclusterde gegevens.

Door combinatie van de gegevens uit verschillende delen van Nederland is een landelijke indeling ontwikkeld. Doordat de toegepaste methoden in de verschillende werken uiteenlopen is zo'n combinatie niet zonder meer mogelijk. Verdonschot (1990) behandelt 'alle' wateren in Overijssel, terwijl Smit (1990) zich beperkt tot 'kleine' wateren in Zuid-Holland. Het aantal masterfactoren in beide studies is daardoor niet identiek. De indeling van Smit 'dekt' slechts een klein gedeelte van die van Verdonschot (kleine stilstaande wateren).

Doordat Verdonschot (1990) het meest uitgebreide beeld van een indeling in typen geeft is deze studie voor de macrofauna als belangrijkste kader gekozen. Wanneer in deze studie typen niet beschreven zijn, zijn deze ontleend aan andere werken. Gegevens van overlappende typen zijn aan de gegevens van Verdonschot toegevoegd, zodat landelijk gezien (regionale verschillen) een meer compleet beeld van een type ontstaat. Dit brengt met zich mee dat gegevens van meerdere clusters tot één aquatische ecotootype moeten worden verwerkt. Bij deze bewerking is enige omzichtigheid vereist, doordat de methoden waarop verschillende clusters zijn ontwikkeld vaak niet overeenstemmen.

Voor meer informatie over de selectie van indelingscriteria en de daaruit ontstane indeling wordt verwezen naar hoofdstuk 4.

1.4.5 Ecologische soortengroepen

Tot de ontwikkeling van een indeling van wateren behoort de beschrijving van ecologische soortengroepen en het aangeven van de ranges van de waarde van de masterfactoren waarbij deze soortengroepen kunnen worden aangetroffen. Als biotische factoren worden enerzijds het voorkomen en de bedekkingsgraad van aquatische macrofyten gebruikt en anderzijds het voorkomen, de kenmerkendheid en de abundantie van aquatische macrofauna. In principe worden van beide groepen, voor zover mogelijk, alle in Nederland voorkomende soorten in het systeem ingebracht (Heukels & Van der Meijden 1983, Verdonschot & Torenbeek 1988). Bij de macrofyten beperkt men zich tot de soorten die in de Flora van Nederland hydrofyten worden genoemd. Bij deze bewerking is het geenszins de bedoeling iedere soort alleen aan dat aquatische ecotooptype toe te delen waar zij het meeste voorkomt, maar om de toedeling van soorten aan aquatische ecotooptypen een zo breed mogelijke afspiegeling te laten zijn van het voorkomen van de soorten in het veld. In een diagram van aquatische ecotooptypen tegen soorten ontstaat zo een overzicht dat per aquatisch ecotooptype aangeeft welke soorten kunnen voorkomen. Voor de macrofyten wordt hierbij een indicatie gegeven van de bedekkingsgraad van een soort. Voor de macrofauna wordt in één cijfer de kenmerkendheid en een abundantie-indicatie aangegeven. Soorten die dikwijls samen in een of meer aquatische ecotooptypen worden aangetroffen vormen een ecologische soortengroep.

Toewijzing van soorten aan aquatische ecotooptypen geschiedt volgens twee min of meer onafhankelijke procedures, nl.:

- 1) op basis van gegevens uit de literatuur (waar mogelijk met typologieën).
- 2) door experts op het gebied van bepaalde taxonomische groepen.

Uiteindelijk worden beide overzichten tot één samengevoegd.

Voor meer informatie over de ontwikkeling van ecologische soortengroepen wordt verwezen naar hoofdstuk 5 (fig. 1.1).

1.4.6 Ontwikkeling van toedelingssleutels

Nadat de soorten, in ecologische soortengroepen, zijn ondergebracht bij de verschillende aquatische ecotooptypen moet een methode worden ontwikkeld waarmee men op basis van de soorten met hun respectievelijke abundanties (bedekkingsgraden) uit een monster de opname kan toedelen aan een aquatisch ecotooptype. Hierbij is uitgegaan van het bij het CML-ecotopensysteem ontwikkelde toedelingsprogramma ECOTYP, dat voor het toedelen van aquatische macrofyten- en macrofaunamonsters is aangepast.

Bij de toedeling van de macrofyten worden, analoog aan het CML-ecotopensysteem voor terrestrische vegetaties, de ranges van de masterfactoren (indelingssleutels) gezien als klassen (kenmerkklassen). De toedeling van een monster berust op het voorkomen van de soorten in verschillende kenmerkklassen.

Bij de toedeling van de macrofauna wordt een methode toegepast waarbij de soorten en hun abundanties in een monster worden vergeleken met de soorten (met kenmerkendheid en abundantie-indicatie) in de ecologische groepen. De toedelingssleutels vormen tevens een hulpmiddel bij het evalueren van de resultaten van toetsingsonderzoek. In hoofdstuk 6 (fig. 1.1) wordt de ontwikkeling van de toedelingssleutels nader toegelicht.

Alvorens het toedelingssysteem in de praktijk te kunnen gebruiken zal moeten worden getoetst of willekeurige monsters met de gebruikte sleutels op de goede manier worden toegedeeld. Hiervoor moet gebruik worden gemaakt van (niet eerder voor het opstellen van de indeling en ecologische groepen

gebruikte) gegevens van zoveel mogelijk (liefst alle) typen wateren. Met deze gegevens zal een aantal proeven moeten worden uitgevoerd en zonodig zullen op basis van afwijkingen aanpassingen worden aangebracht in de indeling in aquatische ecotooptypen en/of de samenstelling van de ecologische soortengroepen. De resultaten van een beperkt toetsingsonderzoek, waarin de toedeling van vegetatieopnamen wordt vergeleken met die van macrofaunamonsters uit dezelfde wateren, zijn weergegeven in hoofdstuk 6.

Een andere vorm van toetsing is het 'fijnregelen' van de toedelings-sleutels, zodat wanneer het toedelingssysteem wordt geconfronteerd met een monster uit een bepaald aquatisch ecotooptype (en wel een uitgesproken vorm daarvan), het monster ook daadwerkelijk aan dat type wordt toegeschreven en niet aan een combinatie van typen waarvan het voorheen bedoelde type deel uitmaakt. Aan deze stap wordt in het kader van dit project geen verdere aandacht besteed.

1.4.7 Relaties tussen aquatische ecotooptypen en beheer

In hoofdstuk 7 (fig. 1.1) wordt een beknopt overzicht gegeven van de verschillende beheermaatregelen die in ons land worden toegepast en wordt getracht de ecologische effecten van iedere maatregel in relatie te brengen met de aquatische ecotooptypen. Hierbij gaat het vooral om het kwantificeren van ingrepen in termen van veranderingen in het stelsel van abiotische masterfactoren. Op basis van veranderingen in abiotische masterfactoren kan worden geschat hoe levensgemeenschappen op het toepassen van een bepaalde ingreep zullen reageren.

Daarnaast wordt t.a.v. de mate waarin een water is beïnvloed door (een) bepaalde maatregel(en) een aanzet gegeven om beïnvloedingsstadia van aquatische ecotooptypen te onderscheiden. Een beïnvloedingsreeks van een aquatisch ecotooptype is een reeks van afgeleide vormen van een type (beïnvloedingsstadia) die een toenemende mate van beïnvloeding karakteriseert. Als voorbeelden worden een aantal reeksen nader toegelicht die ontstaan n.a.v. normalisatie van beken en n.a.v. toenemende belasting met nutriënten.

1.4.8 Conclusies en discussie

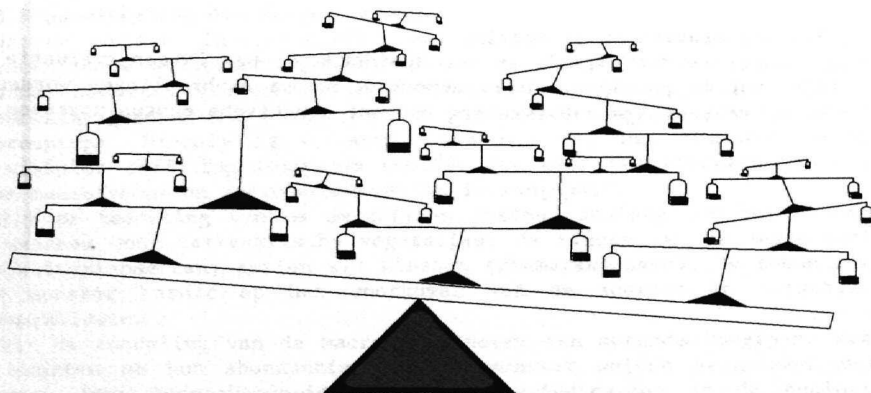
Het rapport wordt afgesloten met hoofdstuk 8, waarin een evaluatie plaatsvindt van de gevolgte onderzoeksmethode(n) en aanbevelingen worden gedaan voor de toekomstige ontwikkeling van het aquatische ecotopensysteem.

2 ECOLOGISCHE ACHTERGRONDEN VAN EEN INDELING VAN WATEREN IN AQUATISCHE ECOTOOPTYPEN

W.F van der Hoek en P.F.M. Verdonchot

2.1 Classificatie of typologie?

Ieder ecosysteem heeft zijn eigen karakter. Afhankelijk van interne dan wel externe invloeden is het netwerk van relaties binnen een systeem voortdurend aan fluctuaties onderhevig en is dus ook het karakter van een systeem dynamisch. Een ecosysteem is weer te geven als een platte schijf die balanceert op één punt, waarbij de stand van de schijf het karakter van het ecosysteem representeert (fig. 2.1). Bovenop de schijf bevindt zich een wirwar van kriskras naast elkaar en op elkaar geplaatste balansen in allerlei soorten en maten, die de verschillende werkzame parameters voorstellen. Wanneer het gewicht en de stand van één balans op de schijf verandert (de waarde van een parameter verandert), zal dit leiden tot veranderingen in de stand van andere balansen om de evenwichtssituatie te bewaren. Afhankelijk van de grootte van de veranderingen op de schijf kan ook de stand van de schijf zelf veranderen, hetgeen te vertalen is als een geleidelijke verschuiving van het karakter van het ecosysteem. Het 'gewicht' dat door een dergelijke verandering wordt verplaatst, bepaalt in grote trekken de grootte van het effect op de stand van de schijf en daarmee de mate waarin het karakter van het ecosysteem verschuift. In werkelijkheid is het karakter van een ecosysteem niet de exponent van een driedimensionale ruimte, zoals met de balansen voorgesteld, maar van een multidimensionale. In essentie is sprake van een continuüm.



Figuur 2.1: 'Schijfmodel' van een ecosysteem. (voor de overzichtelijkheid zijn slechts twee dimensies getekend)

Wanneer men een aantal van deze 'schijfecosystemen' naast elkaar bekijkt, zal de stand van de schijf van sommige (groepen) systemen overeenkomst vertonen. Blijkbaar bestaat er binnen die groepen een zekere mate van gelijkenis in het karakter van de systemen. Deze overeenkomsten kunnen worden teruggevoerd op overeenkomsten in de stand van de balansen op de schijf, m.a.w. op overeenkomsten in de waarden (ranges) van abiotische parameters en/of het voorkomen van soorten. Dergelijke groepen noemt men ecosysteemtypen, of, in het huidige kader, aquatische ecotootypen.

Een, vanuit ecologisch oogpunt bezien, zeer wezenlijk onderdeel van de karakterisering van typen ecosystemen is de manier waarop de typen van elkaar worden onderscheiden. Hierin kan men classificaties en typologieën onderscheiden. Het verschil komt voort uit de wijze waarop men omgaat met de in de natuur aanwezige continue gradiënten.

In een classificerende benadering wordt een type gekarakteriseerd door de laagste en hoogste waarden van de (abiotische en/of biotische) parameters die aan het onderscheiden van een typen ten grondslag liggen. Om typen van elkaar te onderscheiden worden grenzen in het continuüm getrokken. Op de plaatsen waar grenzen elkaar raken is sprake van discontinuïteit in de indeling. In bepaalde gevallen, meest daar waar een parameter een extreme waarde bereikt (b.v. pH), kan zeer goed sprake zijn van een ecologisch (dus ook biotisch) relevante grenswaarde. In de meeste gevallen moet de grens tussen twee typen worden opgevat als een pragmatisch gekozen waarde uit het overgangsgebied tussen twee typen.

In een typologische benadering pleegt men het 'gemiddelde' (centroïde, Verdonchot 1990a/b) van de onderliggende parameters als het meest karakteristiek voor een type te beschouwen. Voor deze parameters wordt rond het 'gemiddelde' een range aangegeven (in de vorm van minimum en maximum waarden of weergegeven als standaarddeviatie van de waarden binnen een groep) waarbinnen systemen tot hetzelfde type kunnen worden gerekend. Veelal vallen ranges van verschillende typen gedeeltelijk over elkaar, waardoor, anders dan bij een classificatie, relaties tussen typen duidelijker worden onderkend. De mate van discontinuïteit is hierdoor beperkt. Een typologische benaderingswijze levert een moeilijker hanteerbare maar meer realistische afspiegeling van de ecologische werkelijkheid en is daarmee geschikter voor het beschrijven van ecosystemen.

In het huidige kader is voor een benadering gekozen die het midden houdt tussen een classificerende en een typologische. Uitgaande van de classificerende benadering die wordt toegepast in het CML-ecotopensysteem is door het invoeren van grenzen die elkaar overlappen gezocht naar een meer typologisch concept.

De ecologische werkelijkheid leert dat een aantal balansen op de schijf zwaarder moet zijn uitgevoerd dan andere. Verandering van hun stand heeft een dusdanig grote invloed op de stand van de schijf dat m.b.t. het karakter van het systeem verschillende typen kunnen worden onderscheiden. De (abiotische) parameters die door deze balansen worden voorgesteld, worden masterfactoren genoemd. Met een verandering in de stand van de zwaardere balansen zal ook de stand van een aantal lichtere balansen, in sommige gevallen drastisch, moeten veranderen om het geheel in evenwicht te houden. De (biotische) parameters die door de lichtere balansen worden voorgesteld, vormen de basis voor het onderscheiden van verschillende typen.

2.2 Ecotooptypen, cenotypen en watertypen

Vanuit verschillen in benaderingswijze zoals in 2.1. geschetst worden verschillende termen gebruikt om het begrip 'ecosysteemtype' aan te duiden. In het dagelijks gebruik blijkt de essentie van deze termen vaak verloren te gaan en worden ze door elkaar gebruikt, hetgeen tot spraakverwarring aanleiding geeft. Het is daarom nuttig deze begrippen zo nauwkeurig mogelijk te definiëren en voor een consequent gebruik ervan zorg te dragen.

Watertypen (CUWVO 1988), ecotoop(typen) (Stevens et al. 1987) of cenotypen (Verdonschot 1990a/b) zijn in essentie alle te omschrijven als groepen van wateren die zich onderscheiden van andere groepen wateren doordat de combinatie van biotische en abiotische factoren (en hun ranges) die in die wateren aanwezig is overeenkomst vertoont. De methode op basis waarvan de groepen wateren van elkaar worden onderscheiden, geeft de afzonderlijke begrippen ieder een eigen lading. Feitelijk kan elk afzonderlijk water als een eigen systeem worden opgevat, immers geen twee wateren met daarin aanwezige abiotische condities en levensgemeenschappen zijn identiek. Het schaalniveau waarop men werkt bepaalt in belangrijke mate de criteria waarop watertypen kunnen worden onderscheiden en daarmee het aantal typen dat kan worden onderscheiden.

De term watertype (CUWVO 1988) komt voort uit een benadering waarbij groepen wateren op basis van hydrologische (voeding, stroming) en morfometrische (vorm, diepte) maar ook functionele (gebruik) kenmerken worden onderscheiden. De indeling in watertypen bevindt zich op hetzelfde schaalniveau als de hier gepresenteerde indeling. Ondanks dat maakt o.a. het visueel herkenbare aspect van de watertypen dat deze term niet goed past bij de hier toegepaste ecologische benadering.

De term cenotype komt voort uit een typologische benadering. Cenotypen worden gekarakteriseerd door bepaalde soortencombinaties, waarbij abiotisch centroiden (gemiddelde) en de standaardafwijking van de masterfactoren worden gegeven. Zij onderscheidt zich in dit verband doordat de cenotypen onderlinge afhankelijkheid vertonen via een netwerk van relaties dat is gebaseerd op de biotische en abiotische factoren en hun interacties die ten grondslag liggen aan het bestaan (ontstaan) van cenotypen (Verdonschot 1990a/b). Omdat in dit kader geen zuiver typologische benadering is toegepast is de term cenotype hier niet bruikbaar.

De term ecotoop(type) is in het terrestrische ecotopensysteem (Stevens et al. 1987) gedefinieerd als; 'een ruimtelijke eenheid die homogeen is ten aanzien van vegetatiestructuur, successiestadium en de voornaamste abiotische standplaatsfactoren die voor de plantengroei van belang zijn'. Deze term komt voort uit een classificerende benadering. Overgangen tussen typen worden gekenmerkt door overschrijding van een of meer grenzen van indelingsklassen.

Daar in dit rapport uitgegaan wordt van een indelingsmethode die een compromis vormt tussen een typologische benadering en een classificerende is het raadzaam de onderscheiden typen ook terminologisch van andere typen te onderscheiden. Er is daarom gekozen voor de introductie van een nieuwe, relatief ongeladen term: **aquatisch ecotooptype**. De definitie van het aquatisch ecotooptype wordt gegeven in hoofdstuk 3.

2.3 Referenties en streefbeelden

In verschillende beleidsnota's op het gebied van het integraal waterbeheer wordt m.b.t. de toestand van een aquatisch ecosysteem gesproken in termen van optimale ecologische ontwikkelingstoestanden, (natuurlijke) referenties

(oorspronkelijke toestanden) en streefbeelden. Alvorens deze begrippen in een ecologisch kader te plaatsen dient de betekenis van het begrip toestand in dit verband nader te worden toegelicht. Anders dan de term toestand suggereert gaat het bij de toestand van een ecosysteem niet om een statisch, maar, ook wanneer men evolutionaire processen buiten beschouwing laat, om een stationair dynamisch gebeuren. In het geheel van factoren is globaal een jaarlijks verlopend cyclisch proces te herkennen. Een ecosysteem in een dergelijke cyclus verkeert in een stabiel maar dynamisch evenwicht. Ieder jaar zullen bij benadering dezelfde soortencombinaties (levensgemeenschappen) tot ontwikkeling komen. Een dergelijk cyclisch proces is weer te geven als een cirkel.

In zich ontwikkelende ecosystemen (pioniervegetaties, verlandingszones) is naast het cyclische proces sprake van een ontwikkelingsproces waarvan de richting wordt bepaald door de aard van de ontwikkeling (d.w.z. door de parameters die in de loop van de tijd van waarde veranderen om niet terug te keren naar de oorspronkelijke waarde). Een dergelijke ontwikkeling is weer te geven in een spiraalvorm. Over een periode van jaren zullen, als gevolg van de zich geleidelijk veranderende milieuomstandigheden (randvoorwaarden) geleidelijke verschuivingen in de zich ontwikkelende soortencombinaties (levensgemeenschappen) te zien zijn.

De omtrek van de cirkel/spiraal is een maat voor de stabiliteit van het systeem, globaal te vergelijken met het begrip 'normal operating range'. Binnen dit systeem is sprake van interne dynamiek (minima en maxima van fysisch-chemische parameters, soortendynamiek). De richting van de spiraal wordt bepaald door de tendensen (in de waarde van abiotische en biotische parameters) die aan de ecologische ontwikkeling ten grondslag liggen. Zo zal de levensgemeenschap in een stromend water zich geleidelijk ontwikkelen tot een gemeenschap van stagnant water wanneer de stroming wegvalt als gevolg van stuwung. De uitgerektetheid van de spiraal is een maat voor de ontwikkelingsnelheid van het systeem en daarmee vaak ook een maat voor de mate waarin een systeem van buitenaf wordt beïnvloed. In feite vormt de uitgerektetheid daarmee ook een maat voor de instabiliteit van de vele evenwichten binnen het systeem.

Verschillende wateren kunnen op grond van abiotische en biotische opnamegegevens samen in een dergelijke ruimte worden geprojecteerd (b.v. ordinatie m.b.v. multivariate analysetechnieken). Iedere opname levert daarbij een punt in de ruimte. Wateren behorend tot hetzelfde aquatische ecotooptype zullen op grond van overeenkomsten in abiotische en biotische randvoorwaarden in de ruimte dichter bij elkaar komen te liggen.

Wanneer men per afzonderlijk water verschillende opnamen in de ordinatie betreft, is een gedeelte van het verloop van de toestand van het ecosysteem in afzonderlijke wateren in de tijd inzichtelijk te maken. De grootte of vorm van de afzonderlijke toestandscirkels/spiralen kan echter binnen een groep wateren zeer verschillend zijn. M.b.t. de richting van bepaalde ontwikkelingen (b.v. verlanding) zal vaak een zekere overeenkomst tussen wateren kunnen worden afgeleid. In een dergelijk ordinatiediagram kunnen immers de belangrijkste factoren door vectoren worden voorgesteld. Hoofdgroepen bevatten verschillende ecotooptypen en zullen een groter gedeelte van de aanwezige ruimte in beslag nemen.

In stromende wateren is de ecologische toestand van nature meestal cyclisch. Er is sprake van een hoge mate van stabiliteit maar ook van een hoge interne dynamiek. Afhankelijk van de variabiliteit van de gemeten parameters is de omtrek van de cirkel kleiner of groter.

In veel ondiepe stilstaande wateren is sprake van een verlandingsproces. Deze ontwikkeling indiceert een geleidelijke verschuiving in de levensgemeenschappen van aquatische naar terrestrische soortencombinaties. In het

patroon van de ecologische toestand zal een spiraalvorm herkenbaar zijn. Ingrijpen in het verlandingsproces door b.v. schoning of uitbaggeren veroorzaakt een verstoring van het patroon. De spiraalvorm wordt a.h.w. onderbroken en de ecologische toestand a.h.w. teruggezet. Een dergelijke ingreep heeft een tijdelijke verstoring van interne evenwichten tot gevolg (stabiliteit wordt lager) waardoor de omtrek van de spiraal in eerste instantie kleiner wordt. De uitgereetheid van de spiraal zal na een ingreep aanzienlijk groter zijn en zich geleidelijk stabiliseren. Omdat na schoning in wezen hetzelfde proces zich opnieuw inzet, zal de richting van de spiraal niet wezenlijk veranderen.

Binnen deze zienswijze is het definiëren van een 'optimale' ontwikkelingstoestand als referentiepunt niet eenvoudig.

Onder 'referentie' kunnen verschillende zaken worden verstaan (Higler & Verdonshot 1990) nl.:

- een 'vroegere' of meer 'oorspronkelijke' (minder door de mens beïnvloede) toestand. De hoedanigheid van deze toestand is gebaseerd op oude literatuurgegevens uit b.v. 1900 of 1930;
- de 'natuurlijke' toestand die onder gegeven geografische, klimatologische en biogeografische factoren (bij ontbreken van beïnvloeding door de mens) zou exponeren;
- de 'actuele' toestand die onder gegeven randvoorwaarden de optimale toestand inhoudt, of;
- de 'potentiële' toestand, zoals die zou kunnen ontstaan wanneer de gegeven randvoorwaarden zo zouden worden veranderd dat deze de 'vroegere', 'oorspronkelijke' of 'natuurlijke' beter benaderen.

De keuze van een bepaalde 'referentie' is pragmatisch en, gezien de afhankelijkheid van de factor tijd, niet geheel waarde vrij. Zij vormen een beschrijving van een mogelijke doelrichting. Daarbij dient men te bedenken dat iedere toestand van een water, onder de gegeven randvoorwaarden, als de ecologisch optimale toestand moet worden gezien. Aan het vanuit een ongewenste, maar onder gegeven omstandigheden ecologisch optimale toestand bereiken van een gewenste, 'potentiële' toestand (die ecologisch gezien eveneens optimaal is) ligt het manipuleren/beheren van de aanwezige randvoorwaarden ten grondslag. Vroegere combinaties van randvoorwaarden en ecologische toestanden kunnen weliswaar als voorbeeld dienen van een te bereiken toestand (streefbeeld), het hercreëren van een oude combinatie van randvoorwaarden houdt echter geenszins in dat een oude ecologische toestand zich ook daadwerkelijk ontwikkelt. Niet alle processen die zich de loop van de tijd hebben voltrokken zijn immers reversibel. Daarnaast is men m.b.t. herkolonisatie door 'oude levensgemeenschappen' in hoge mate van stochastisch biologische processen afhankelijk.

Om een voorbeeld te geven: Soorten die m.b.t. hun voortbestaan afhankelijk zijn van de aanwezigheid van bepaalde randvoorwaarden in het stelsel van masterfactoren (b.v. de aanwezigheid van stroming) zullen het eerst zijn verdwenen als er iets verandert in deze randvoorwaarden (i.e. de stroming verdwijnt). Hun plaats in het systeem wordt ingenomen door andere, van andere randvoorwaarden afhankelijke (vaak minder gevoelige) soorten. Wanneer de verandering, kunstmatig dan wel door natuurlijk verloop, wordt teruggedraaid, is het echter niet zeker dat dezelfde soorten zullen terugkeren en oude of oorspronkelijke soortencombinaties worden hersteld. Hierbij spelen, veelal weinig bekende, interspecifieke relaties tussen soorten (concurrentiekrachtverhoudingen) en specifieke relaties van soorten met hun habitat een belangrijke rol.

De begrippen 'referentie' en 'streefbeeld' kunnen doordat beide een

is een beschrijving (in termen van abiotische en biotische factoren) van toestanden van wateren behorend tot hetzelfde aquatische ecotootype die ten gevolge van verschillende 'doses' van beïnvloeding min of meer stabiele maar verschillende eindtoestanden hebben bereikt. Deze eindtoestanden worden beïnvloedingsstadia genoemd. Wanneer een beïnvloeding een sterke invloed uitoefent op een systeem, zal een beïnvloedingsstadium meer gelijkenis vertonen met toestanden in wateren die behoren tot een ander aquatisch ecotootype.

3 HET AQUATISCHE ECOTOPENSYSTEEM

C.F.M. de Bok en J. Runhaar

3.1 Inleiding

Zoals aangegeven in hoofdstuk 1 is het doel van dit project te komen tot een indeling van aquatische ecosystemen op grond van biotische en abiotische factoren die bepalend zijn voor de soortensamenstelling van de ecosystemen. Voor terrestrische ecosystemen bestaat al een indeling waarin ecosystemen worden ingedeeld op grond van dergelijke masterfactoren: Het CML-ecotopensysteem (Stevens et al. 1987). Besloten is bij de indeling van aquatische ecosystemen zoveel mogelijk aan te sluiten bij de werkwijze gevolgd binnen het ecotopensysteem. In dit hoofdstuk zal worden ingegaan op de werkwijze die is gehanteerd bij de indeling van terrestrische ecosystemen, en op de aanpassingen die nodig zijn bij de indeling van aquatische ecosystemen.

De CML-ecotopenindeling staat niet op zichzelf, maar maakt onderdeel uit van een hiërarchische ecosysteem-classificatie, waarbij ecosystemen van verschillende schaalgrootte en mate van complexiteit worden onderscheiden (Klijn 1988a). In dit hoofdstuk zal kort worden ingegaan op de plaats van de ecotopenindeling binnen deze hiërarchische ecosystemeclassificatie.

3.2 Het ecotopensysteem

3.2.1 Algemene principes van het ecotopensysteem

Uitgangspunt van het ecotopensysteem is dat ecosystemen worden ingedeeld op grond van die biotische en abiotische factoren die bepalend zijn voor de soortensamenstelling van het ecosysteem. Daarbij wordt de soortensamenstelling van een levensgemeenschap opgevat als een functie van omgevingsfactoren en tijd. Op welke wijze interactie tussen soorten bij een bepaalde set van omgevingsfactoren leidt tot een bepaalde soortensamenstelling, wordt buiten beschouwing gelaten (wordt beschouwd als een black box). De basiseenheden in de indeling zijn ecotopen, door Troll (1970) gedefinieerd als 'de kleinste onderdelen van het landschap die homogeen zijn ten aanzien van edaphische factoren en tot op zekere hoogte homogeen ten aanzien van biotische factoren'.

Een belangrijke vraag is nu welk type factoren gebruikt moet worden bij de indeling van ecosystemen. In de eerste plaats kan gedacht worden aan biotische en abiotische factoren die voor de afzonderlijke organismen direct relevant zijn. Bij planten zijn dat vooral fysiologische factoren als beschikbaarheid van licht, koolstof, macronutriënten e.d., bij dieren is ook de beschikbaarheid van voedsel (prooidieren, planten), aanwezigheid van predatoren, beschutting e.d. van belang. Dergelijke factoren zijn echter in hoge mate soortafhankelijk en daarmee niet goed hanteerbaar bij de indeling van meer soorten omvattende ecosystemen. In plaats daarvan moet gezocht worden naar die ecosysteme-eigenschappen (omgevingsfactoren, habitatfactoren, masterfactoren) die bepalend zijn voor de levensomstandigheden van de organismen in het ecosysteem. Bij terrestrische ecosystemen kan worden gedacht aan factoren als vochttoestand, voedselrijkdom, zuurgraad e.d.; bij aquatische systemen spelen ook factoren als stroming en diepte een belangrijke rol.

Op hun beurt worden omgevingsfactoren als vochttoestand, voedselrijkdom en stroming weer bepaald door bodem, reliëf, hydrologie e.d. Deze conditio-

nerende factoren zijn uiteraard zeer bepalend voor het voorkomen van levensgemeenschappen. Ze zijn echter minder geschikt als indelingskenmerken omdat de relatie met de soortensamenstelling indirect is (via genoemde omgevingsfactoren).

Binnen elk van de als indelingskenmerk gekozen factoren worden twee of meer klassen onderscheiden. De ecotootypen kunnen nu worden gedefinieerd aan de hand van deze kenmerkklassen. Hoewel de typen zijn gedefinieerd in termen van biotische en abiotische factoren, speelt de soortensamenstelling een belangrijke rol: alleen die factoren worden gebruikt als indelingskenmerken die ook daadwerkelijk aanleiding geven tot verschillen in soortensamenstelling. De ecotootypen worden ook beschreven in termen van soortensamenstelling. Dit maakt het mogelijk om de soortensamenstelling te gebruiken als diagnostisch kenmerk bij het vaststellen van het ecotootype.

3.2.2 Het CML-ecotopensysteem voor terrestrische vegetatie

Het bestaand systeem voor terrestrische ecotootypen is tot nu toe toegepast geweest op de vegetatie (Stevens et al. 1987). Pas recent is begonnen met een uitwerking van het systeem voor bodemfauna (Sinnige et al. 1991). In het systeem zijn de volgende omgevingsfactoren gebruikt als indelingskenmerk:

- ▶ medium, vegetatiestructuur en successiestadium
- ▶ saliniteit
- ▶ vochttoestand
- ▶ trofietoestand en zuurgraad
- ▶ substraat, dynamiek en saprobietoestand

De combinatie van de klassen van verschillende indelingskenmerken leidt tot een groot aantal theoretisch mogelijke ecotootypen. Veel van deze combinaties van kenmerkklassen zijn echter ecologisch irrelevant of worden in Nederland niet aangetroffen. Dit betekent dat in de praktijk slechts een beperkt aantal combinaties als ecotootype zijn onderscheiden (ruim 100).

Aan elk ecotootype dat onderscheiden wordt is een soortengroep toegekend (Runhaar et al. 1987). Een soortengroep bevat alle plantesoorten die binnen een bepaald ecotootype aangetroffen kunnen worden. De soortengroepen worden gebruikt bij het vaststellen van het ecotootype op grond van de soortensamenstelling van de vegetatie. Daarbij kan gebruik worden gemaakt van het toedelingsprogramma ECOTYP, dat op grond van de soortensamenstelling van de vegetatie het ecotootype bepaalt. Veronderstelling is daarbij dat de soortensamenstelling van de vegetatie in evenwicht verkeert met de heersende milieu-omstandigheden.

De soortengroepen zijn getoetst op interne consistentie, waarbij is nagegaan of soorten die in een zelfde soortengroep zijn ingedeeld ook daadwerkelijk in vergelijkbare vegetaties voorkomen. Daarnaast is het systeem ook getoetst op externe consistentie: nagegaan is of een toedeling van standplaatsen aan ecotootypen op grond van de soortensamenstelling van de vegetatie overeenkomt met gemeten waarden van de factoren die als indelingskenmerk zijn gebruikt. Deze toetsing is uitgevoerd voor de kenmerken vochttoestand, zuurgraad en voedselrijkdom (Runhaar 1989).

3.2.3 Uitwerking voor het aquatische ecotopensysteem

In het CML-ecotopensysteem voor de terrestrische vegetatie zijn aquatische ecotootypen alleen onderscheiden voor zover ze werden gekenmerkt door het voorkomen van hogere waterplanten. Het betreft voornamelijk kleine, ondiepe, stilstaande wateren. Het systeem is niet uitgewerkt voor wateren waarin de primaire producenten voornamelijk bestaan uit algen en wieren (grote

wateren) en wateren waarin de primaire productie nauwelijks een rol speelt (stromende wateren). Om deze wateren te kunnen beschrijven moeten ook andere organismen dan de hogere waterplanten bij de indeling betrokken worden. Binnen deze studie is in eerste instantie gekozen voor de macrofauna. Macrofauna komt in alle typen wateren voor en is in veel aquatische ecosystemen aspectbepalend. Een toedeling van microfyten is voorlopig om praktische redenen achterwege gelaten. Het is echter goed denkbaar dat in tweede instantie microfyten alsnog bij de indeling van bepaalde aquatische ecosysteemtypen (grote stagnante wateren) worden betrokken.

Omdat het aquatische ecotopensysteem zich richt op zowel de macrofauna als de macrofyten, en in een aquatisch systeem vaak andere factoren een differentiërende rol spelen dan in het terrestrische ecotopensysteem, komen de indelingskenmerken en de klassegrenzen van het aquatische ecotopensysteem slechts in bepaalde mate overeen met die van het CML-ecotopensysteem voor de terrestrische vegetatie. Voor zover van dezelfde indelingskenmerken gebruik wordt gemaakt is getracht de indeling in klassen op elkaar af te stemmen.

Binnen het ecotopensysteem voor terrestrische vegetaties wordt een ecotoop gedefinieerd als: 'Een ruimtelijke eenheid die homogeen is ten aanzien van de vegetatiestructuur, het successiestadium en de voornaamste abiotische standplaatsfactoren die voor de plantengroei van belang zijn' (Stevers et al. 1987). Deze definitie kan niet zonder meer worden overgenomen voor aquatische ecosystemen. In de eerste plaats beperkt de aquatische ecosysteemindeling zich niet tot de plantengroei. In de tweede plaats is het begrip standplaats weinig gelukkig waar het gaat om vrijlevende organismen (het merendeel van de macrofauna). Tenslotte zijn vegetatiestructuur en successiestadium (voorlopig) buiten beschouwing gelaten als indelingskenmerken omdat ze binnen aquatische ecosystemen minder onderscheidend zijn dan in terrestrische ecosystemen. Een *aquatisch ecotoop* wordt daarom gedefinieerd als *een ruimtelijke eenheid die binnen zekere grenzen homogeen is ten aanzien van de voornaamste hydromorfologische en fysisch-chemische omgevingsfactoren die voor de biota van belang zijn*.

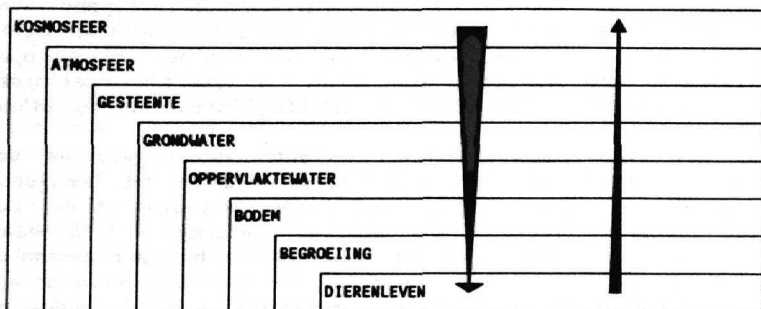
Om tot een bruikbare indeling van de Nederlandse binnenwateren te komen moet het aantal te onderscheiden ecotooptypen beperkt blijven. Dit betekent dat slechts een klein aantal abiotische omgevingsfactoren als indelingskenmerk kan fungeren. Bij de keuze voor bepaalde indelingskenmerken moet er rekening mee worden gehouden dat het aquatische ecotopensysteem in eerste instantie een landsdekkend karakter heeft. Dit kan betekenen dat de indeling in klassen zo grof is dat deze op regionaal niveau onvoldoende onderscheidend is.

3.3 Het ecotopensysteem als onderdeel van een hiërarchische ecosysteem-indeling

De term ecosysteem geeft aan dat er sprake is van een complex van elkaar onderling beïnvloedende biotische en abiotische factoren, het geeft echter geen informatie over het schaalniveau waarop deze factoren beschouwd worden. Afhankelijk van het type organismen dat wordt beschouwd en de abiotische factoren die worden onderscheiden kan een ecosysteem op elk schaalniveau, elke oppervlakte, beschreven worden. Klijn (1988a) heeft een schaalafhankelijke indeling van ecosystemen uitgewerkt, de hiërarchische ecosysteemclassificatie (HEC). Uitgangspunt bij deze indeling was een rangordemodel van ecosysteemcomponenten naar Van der Maarel & Dauvellier (1978) en Bakker et al. (1979). In de HEC zijn verschillende schaalniveaus

onderscheiden waarop een ecosysteem kan worden beschouwd. Voor elk schaalniveau is daarbij aangegeven welke componenten als meest differentiërende factoren aangemerkt kunnen worden.

Alle ecosysteemcomponenten zijn op elk schaalniveau vertegenwoordigd, maar ze zijn niet op elk schaalniveau even differentiërend. Op het hoogste niveau (ecozone) zijn factoren als klimaat, gesteente en reliëf het meest differentiërend; de op deze schaal optredende verschillen in bodem, vegetatie en fauna kunnen grotendeels worden verklaard uit bovengenoemde factoren. Op lager schaalniveau zijn verschillen in klimaat en gesteente minder relevant en zijn vooral bodem, vegetatie en fauna differentiërend.



Figuur 3.1: Rangordemodel van een ecosysteem (naar Van der Maarel & Duvalier 1978, Bakker et al. 1979, 1981, Piket et al. 1987). De pijlen geven de richting en de grootte van de invloed (dikte van de pijl) aan.

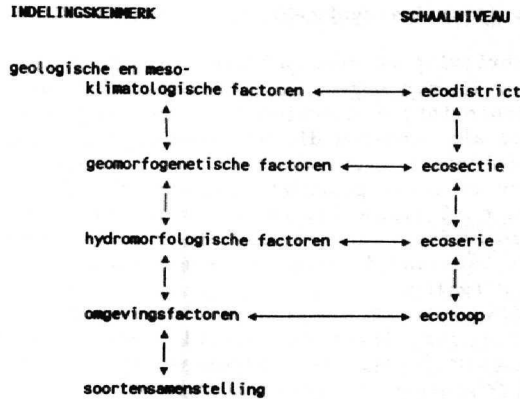
Bij de ontwikkeling van een landsdekkende typologie voor de oppervlaktewateren is uitgegaan van het schaalniveau van ecotopen omdat op dit schaalniveau het best de verspreiding van vegetatie en fauna is weer te geven. Naast ecotopen kunnen echter op hoger schaalniveau nog een aantal andere typen ecosystemen worden onderscheiden (fig. 3.2):

Ecoseries zijn ruimtelijke eenheden die relatief homogeen zijn ten aanzien van factoren die conditionerend zijn voor de omgevingsfactoren die zijn gebruikt bij de indeling van ecotooptypen. Bij terrestrische ecoserie's zijn dat vooral bodem en hydrologie (Klijn 1988a) terwijl bij aquatische ecosystemen ook de morfologie een belangrijke rol speelt (grootte en diepte). Voor terrestrische ecoserie's bestaat een indeling in ecoserietypen (Klijn 1988b).

Ecosecties, die een schaalniveau boven ecoserie's zitten, worden omschreven als eenheden die gekenmerkt worden door gemeenschappelijke geomorfogenetische (landschapsvormende) processen (Klijn 1988a).

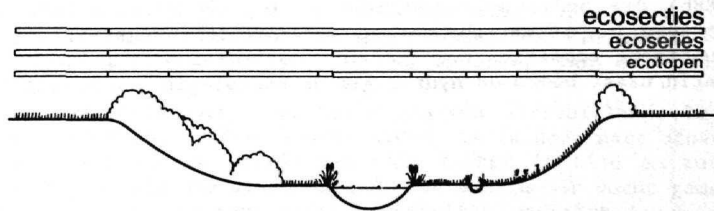
Ecodistricten tenslotte zijn ruimtelijke eenheden die homogeen zijn voor wat betreft in de tijd slechts zeer langzaam veranderende abiotische kenmerken. Het betreft hier veelal geologische, geomorfologische en mesoklimatologische kenmerken en kenmerken van diepe grondwaterstromen. Klijn (1988a) geeft een overzicht van de ecodistricten waaruit Nederland bestaat.

In het onderstaande voorbeeld wordt aangegeven hoe de verschillende ecosysteemniveaus op elkaar kunnen aansluiten:



Figuur 3.2: Relatie tussen indelingskenmerk en het schaalniveau volgens de HEC. Eenheden hoger dan ecodistricten zijn weggelaten. Naar Klijn (1988a).

In het Limburgse krijtlandschap (ecodistrict L1; Klijn 1988a) komen beekdalen (beek en beekbegeleidende gronden) en plateaus voor. Beekdalen en plateaus worden beschouwd als ecosecties. In de beekdalen kunnen verschillende ecoseries en ecotopen worden aangetroffen. Op de beekbegeleidende bodems (ecoserie) kunnen afhankelijk van de vegetatiestructuur en bemesting verschillende ecotooptypen worden aangetroffen (pioniervegetaties, graslanden, ruigten, struwelen, bossen op vochtige, matig voedselrijke tot zeer voedselrijke basische bodem). Binnen de heuvellandbeek zelf (ecoserie) is meestal slechts één ecotooptype aanwezig, in ongestoorde situaties het type van snel stromende voedselarme niet zure wateren. Door verontreiniging of natuurlijke aanrijking kan het type benedenstrooms overgaan in een meer voedselrijk ecotooptype. Een dwarsprofiel van het landschap (fig. 3.3) geeft de plaats van de verschillende ecosysteemniveaus aan.



Figuur 3.3: Plaats van de verschillende typen ecosystemen in een landschap in dwarsprofiel.

3.4 Relatie ecoseries-ecotopen

Bij de beschrijving en voorspelling van effecten van ingrepen in termen van ecotooptypen is het vaak nodig te beschikken over aanvullende informatie over het ecoserietype waarbinnen een ecotoop voorkomt. De ecoseries zijn gedefinieerd als eenheden die homogeen zijn ten aanzien van bodem, hydrologie en morfologie, d.w.z. factoren die conditionerend zijn voor de bij de indeling van ecotopen gebruikte omgevingsfactoren. Dat betekent dat uit de ecoserie valt af te leiden welke ecotooptypen potentieel voorkomen. Welke ecotooptypen werkelijk voorkomen is daarbij vooral afhankelijk van het beheer, dat bepalend is voor de vegetatiestructuur en de actuele voedselrijkdom en stroming.

Informatie over het ecoserietype is onder meer nodig bij de voorspelling van effecten van ingrepen, waarbij ecoserie-eigenschappen als bodem, hydrologie en morfologie zeer bepalend zijn voor de te verwachten effecten. Zo zal bij de inlaat van carbonaatrijk water de hoeveelheid en de aard van het organisch materiaal bepalend zijn voor de mate waarin interne eutrofiëring plaatsvindt door de versnelde afbraak van organisch materiaal.

Maar ook bij de beschrijving van veranderingen in aquatische ecosystemen onder invloed van menselijk handelen is het zinvol uit te gaan van ecoseries als ruimtelijke eenheden. In de eerste plaats zijn de ecoserie-eigenschappen bepalend voor het type effecten dat verwacht kan worden. Maar bovendien zijn de ecoseries door de aard van de gehanteerde kenmerken minder variabel in de tijd, en daarmee geschikt als eenheden waarbinnen veranderingen worden beschreven. De meeste menselijke ingrepen leiden wel tot een verandering in omgevingsfactoren, en daarmee tot veranderingen in ecotooptype, maar niet tot veranderingen in ecoserie-eigenschappen als bodem, hydrologie e.d. Dit maakt het mogelijk beïnvloedingsreeksen op te stellen die per ingreep en per ecoserietype aangeven welke veranderingen in ecotooptypen te verwachten zijn. Alleen bij zeer ingrijpende maatregelen die ook het reliëf aantasten (kanalisatie, dempen) verandert ook het ecoserietype.

Ook bij de beoordeling en normstelling zal het ecoserietype belangrijke aanvullende informatie geven. Zo zal het voorkomen van een stagnant ecotooptype in een van nature stromende water (b.v. een laaglandbeek) anders worden beoordeeld dan het voorkomen van eenzelfde type in een van nature stagnant water (b.v. een poel op klei).

Voor terrestrische ecosystemen bestaat een ecoserie-indeling (Klijn 1988b) die onder meer gebruikt is bij de voorspelling van effecten van ingrepen in het waterbeheer op terrestrische vegetaties (Witte 1990). Voor aquatische ecoseries zou een soortgelijke indeling kunnen worden ontworpen waarin naast bodem en hydrologie de morfologie een belangrijke rol speelt.

4 INDELING VAN DE BINNENWATEREN IN NEDERLAND OP GROND VAN ABIOTISCHE MASTERFACTOREN

W.F. van der Hoek, C.F.M. de Bok en P.F.M. Verdonchot

4.1 Inleiding

Masterfactoren onderscheiden zich van andere ecosysteemparameters doordat hun invloed op de fysiologie en het functioneren van organismen, binnen de van nature voorkomende ranges, t.o.v. andere factoren relatief groot is.

Onder de masterfactoren kan onderscheid worden gemaakt tussen chemische en fysische factoren. Chemische factoren zoals b.v. chloridegehalte, pH en zuurstofgehalte hebben een directe invloed op de fysiologie. Verstoring van het chemisch evenwicht tussen uitwendige en inwendige omgeving resulteert in extra energieverbruik en een verlies van prestatie van het organisme.

Fysische factoren, b.v. stroming, droogvalling, dimensies van een water doen een beroep op het vermogen de energie te leveren om bepaalde uitwendige condities te kunnen doorstaan, en beïnvloeden daarmee indirect de fysiologie en het functioneren van organismen.

Iedere soort heeft voor iedere masterfactor een tolerantiegebied. Binnen dit gebied bevindt zich een optimumwaarde waarbij de soort optimaal functioneert. Naar de randen van het tolerantiegebied functioneert de soort geleidelijk minder optimaal. De hoeveelheid energie die gestoken moet worden in het 'normaal' functioneren wordt in deze richting(en) geleidelijk groter.

Het voorkomen van abiotische condities die binnen de tolerantiegrenzen van een soort vallen, wil echter nog niet altijd zeggen dat die soort op die plaats werkelijk voorkomt. Hierbij spelen relaties tussen soorten een belangrijke rol. In dit verband moet worden opgemerkt dat er een belangrijk verschil bestaat tussen plantaardige (macrofyten) en dierlijke (macrofauna) organismen. Plantaardige organismen zijn met betrekking tot hun functioneren veel directer aangewezen op de hen omringende chemische en fysische omgeving, hoewel er ook onderlinge relaties tussen soorten bestaan. Dierlijke organismen zijn t.a.v. hun voortbestaan veelal aangewezen op andere organismen (plantaardig of dierlijk). Onderlinge relaties tussen soorten zijn hierbij onmiskenbaar van levensbelang.

Doordat de masterfactoren zo'n grote invloed uitoefenen op het functioneren van organismen, zijn ze zeer sterk selecterend t.a.v. het voorkomen van soorten. Masterfactoren kunnen daardoor binnen de van nature voorkomende ranges tot grote verschillen in het karakter van een ecosysteem aanleiding geven.

De keuze van masterfactoren, op basis waarvan verschillende karakters (aquatische ecotootypen) worden onderscheiden, is in hoge mate afhankelijk van de periodiciteit van de waarde van zo'n factor in tijd en ruimte en daarmee van de frequentie waarmee de waarde van een factor wordt gemeten.

Doordat de waarde van masterfactoren ruimtelijk varieert is de invloed die afzonderlijke factoren op de biota uitoefenen schaalafhankelijk. Op grond van deze schaalafhankelijkheid is binnen een gekozen set van masterfactoren die worden gebruikt voor de typen een vorm van hiërarchie aan te brengen. Op het voor deze studie relevante schaalniveau (aquatische ecotootypen) zal vanuit een keuze van masterfactoren moeten worden bepaald waar in de range van elke afzonderlijke factor grenzen (liever gezegd overgangsgebieden) liggen die de op basis van die factor bestaande biotische differentiatie onderstrepen. De ranges van de als indelingskenmerken gekozen masterfactoren worden hiertoe in z.g. kenmerkclassen verdeeld.

Vanuit ecologische overwegingen (zie hoofdstuk 2) is ervoor gekozen de grenzen van de kenmerkklassen te laten overlappen, zodat meer sprake is van een overgangsbied dan van een (strikte) grens.

Met een selectie van hiërarchisch gerangschikte indelingskenmerken met daaraan verbonden kenmerkklassen kan een dendrogram worden gemaakt dat de indeling in aquatische ecotootypen weergeeft. Niet alle combinaties van abiotische randvoorwaarden die op deze wijze ontstaan komen ook werkelijk voor (b.v. snel stromende brakke wateren). Een groot aantal typen is hierdoor irreëel. Daarnaast zal een gedeelte van typen uit het dendrogram die wel voorkomen niet op grond van de aanwezige biota van elkaar kunnen worden onderscheiden (b.v. matig en sterk brakke wateren kunnen niet op grond van verschillen in dimensies worden onderverdeeld). Op die plaatsen zullen typen moeten worden samengevoegd en wordt verder gewerkt met een beperkte set van indelingskenmerken.

In 4.2 wordt ingegaan op de oorsprong van masterfactoren, waarmee een toelichting wordt gegeven op de werkzaamheid van ecosysteemparemeters op andere schaalniveaus. In 4.3 wordt ingegaan op de keuze van indelingskenmerken op het niveau van de aquatische ecotootypen. 4.4 behandelt de indelingsklassen die voor de indelingskenmerken gehanteerd worden en de wijze waarop deze zijn gecodeerd.

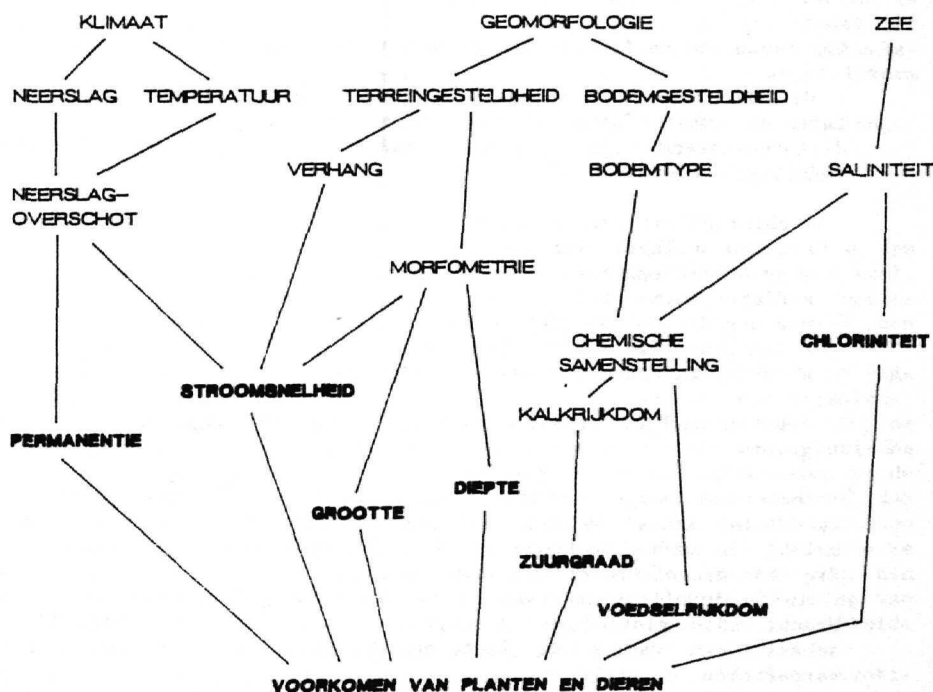
In 4.5 wordt een overzicht gegeven van de indeling in aquatische ecotootypen en de codering die aan de typen is gegeven. In 4.6 worden enkele praktische opmerkingen gemaakt over het gebruik van de indelingsklassen.

4.2 Masterfactoren in relatie tot de verschillende schaalniveaus

Elke ecosysteemparemetere wordt bijna steeds beïnvloed door andere factoren. De waarde van een factor is altijd, direct of indirect, afhankelijk van de waarde van een of meer andere factoren. Waar tussen twee factoren een directe afhankelijkheid bestaat is hun onderlinge relatie vaak duidelijk te zien. Indirecte relaties tussen factoren zijn dikwijls veel moeilijker te onderscheiden maar komen veel meer voor. De Gezondheidsraad (1989) onderscheidt in dergelijke tweetallen aan elkaar gerelateerde factoren een conditionerende (sturende) en een operationele (volgende) factor. Met deze onderscheiding wil men aangeven dat de waarde van de ene (conditionerende) factor bepalend is voor de range van de andere (operationele) factor. Hiermee wordt a.h.w. de ene factor boven de andere geplaatst en ontstaat een 'gelaagdheid' in het stelsel van factoren. Uit de aard van de relatie tussen de twee factoren blijkt tevens dat, hoewel op basis van de conditionerende factor geen sprake hoeft te zijn van enige differentiatie, er op basis van de operationele factor vaak wel van differentiatie sprake is. Omdat de waarde van een operationele factor t.o.v. een constante waarde van een conditionerende factor een zekere mate van variatie (in de ruimte maar ook in de tijd) kan vertonen, worden factoren van verschillende 'lagen' vaak aan verschillende schaalniveaus toegeschreven.

Masterfactoren kunnen worden opgevat als conditionerend voor het voorkomen van soorten organismen. Ook de masterfactoren worden op hun beurt 'gestuurd' door andere factoren die afkomstig zijn van (een) hoger(e) schaalniveau(s) (hoofdgroepen, zie hoofdstuk 3). Figuur 4.1 geeft een beknopt overzicht van de belangrijkste masterfactoren en van de factoren die als conditionerend t.a.v. de masterfactoren moeten worden beschouwd. Voorbeeld: geo(morfo)logische processen hebben in een aantal landschappen helling veroorzaakt. Het verhang in het landschap geldt als conditionerende factor voor de stroomsnelheid (operationele factor) van de wateren die over dat landschap afstromen. Het conditionerende dan wel operationele aspect

van een factor is schaalafhankelijk: in het bovenstaande voorbeeld moet de stroomsnelheid als operationeel worden beschouwd, op een lager schaalniveau moet de stroomsnelheid als conditionerend voor het voorkomen van organismen (soortengroepen) worden gezien.



Figuur 4.1: Overzicht van de voornaamste masterfactoren met verwijzing naar de oorsprong van deze factoren.

Afhankelijk van het schaalniveau waarop een indeling van wateren wordt ontwikkeld en het doel van een indeling zullen steeds verschillende factoren uit een reeks aan elkaar gerelateerde factoren de meest bruikbare mate van differentiatie te zien geven.

Op een hoger schaalniveau dan dat van de aquatische ecotootypen kunnen op basis van geologische, hydrologische en morfometrische kenmerken hoofdgroepen worden onderscheiden (Torenbeek 1988). Hoofdgroepen zijn op te vatten als groepen van aquatische ecotootypen, die overeenkomsten vertonen op grond van factoren die conditionerend zijn voor de masterfactoren. Als voorbeeld kunnen heuvellandbeken worden genoemd die worden gekenmerkt door een groot verhang.

Onder het niveau van de aquatische ecotootypen bevinden zich lokale en regionale varianten en beïnvloedingsstadia van aquatische ecotootypen. Bij het onderscheiden van verschillende typen op dit niveau spelen de indelingskenmerken de hoofdrol. De uiteindelijke differentiatie wordt bepaald door lokale en regionale factoren.

Door de schaalafhankelijkheid van de factoren en door de grote mate van complexiteit in het stelsel van relaties tussen ecosysteemparemeters kan van een zuivere scheiding tussen schaalniveaus onmogelijk sprake zijn. Om inzicht te verkrijgen in de (functionele) relaties tussen factoren kan een dergelijke scheiding in verschillende niveaus zeker nuttig zijn.

4.3 Keuze van de indelingskenmerken op ecotoopniveau

Uit literatuur (Torenbeek 1988, Verdonschot 1990a) komen een aantal factoren (masterfactoren) naar voren die op een landelijk schaalniveau differentiërend zijn voor het voorkomen van macrofauna-organismen. Deze indelingskenmerken zijn:

- ▶ chloriniteit (zeeïnvloed)
- ▶ stroomsnelheid (verhang)
- ▶ grootte/breedte (dimensie)
- ▶ diepte (dimensie)
- ▶ droogval (neerslag/hydrologie)
- ▶ zuurgraad (geologie/bodemtype)
- ▶ voedselrijkdom (geologie/bodemtype)

(tussen haakjes zijn masterfactoren van een hoger schaalniveau weergegeven)

Omdat het aantal macrofaunasoorten in aquatische ecosystemen veel groter is dan het aantal soorten aquatische macrofyten (respectievelijk ± 3500 en ± 175), is er bij de keuze van de indelingskenmerken uitgegaan van factoren die voor macrofauna differentiërend zijn.

In de indelingskenmerken is een kunstmatig hiërarchisch verband aangebracht, dat globaal wordt ingegeven door (kleine) verschillen in het schaalniveau waarop de factoren de grootste mate van differentiatie veroorzaken.

Deze hiërarchie (volgens bovenstaande opsomming) wordt gebruikt om de wateren in verschillende typen in te delen. Met deze hiërarchie is echter niet bedoeld aan te geven hoe sterk organismen (in het algemeen) op veranderingen in de waarde van de 'onder' elkaar geplaatste factoren zullen reageren. Invloeden van m.n. de hoger in de hiërarchie geplaatste factoren (chloriniteit en stroming) kunnen echter zo overheersend zijn dat een verdere differentiatie op basis van de lager in de hiërarchie geplaatste factoren door de biota niet wordt ondersteund. Voorbeeld: sterk brakke wateren huisvesten door de overheersende invloed van het chloridegehalte overwegend dezelfde soorten ongeacht hun grootte en/of voedselrijkdom. Verschillen in de levensgemeenschappen van sterk brakke wateren (tussen b.v. Zeeland en Noord- en Zuid-Holland) berusten op verschillen in lokale en regionale factoren. Van nature stromende en/of zure brakke wateren worden als in Nederland niet voorkomend beschouwd. Droogvallen van sterk brakke wateren veroorzaakt meest een sterke vermindering van het aantal soorten, niet de intrede van voor dit soort omstandigheden karakteristieke soorten. Het 'onderscheidend vermogen' van de bij de indeling gebruikte factoren reikt daarom niet verder dan het onderscheiden van sterk brakke

wateren.

Grootte (breedte), diepte en droogval zijn sterk aan elkaar gerelateerd en staan bij elkaar in de hiërarchie. Op basis van deze factoren is bij een bepaalde grootte-orde van chloriniteit en/of stroomsnelheid in de biota een duidelijke differentiatie te onderscheiden.

Zuurgraad en voedselrijkdom zijn eveneens meestal aan elkaar gerelateerde factoren die daarom dicht bij elkaar in de hiërarchie zijn geplaatst. Op basis van de zuurgraad zijn zowel floristisch als faunistisch zeer duidelijke verschillen tussen (groepen) wateren te herkennen. Voedselrijkdom dient in dit kader gezien te worden als een factor die sterk met lokale en regionale factoren samenhangt (m.n. bodemtype). Deze factor is daarom eigenlijk meer op zijn plaats op een lager schaalniveau. Omdat een aantal aquatische macrofyten m.b.t. hun voedselvoorziening direct afhankelijk is van het nutriëntengehalte in het water is de voedselrijkdom opgenomen als indelingskenmerk.

Voor een beter inzicht in de aard en de werking van de als indelingskenmerken gekozen factoren volgt een globale beschrijving.

4.3.1 Chloriniteit

Wateren in kustgebieden vertonen veelal een veel hoger zoutgehalte dan wateren in het binnenland omdat er een invloed van de zee is (zoute kwel, periodieke overstrooming van buitendijkse wateren). Soms is er sprake geweest van een open verbinding met de zee die na het aanleggen van dijken is verdwenen.

Het zoutgehalte (saliniteit) van het water is een fysiologisch belangrijk kenmerk omdat het ingrijpt in het osmotisch systeem van het organisme. Dit systeem verzorgt tal van (transport)processen in het lichaam. Bij de meeste zoutwaterorganismen heeft de lichaamsvloeistof dezelfde osmotische waarde als het omringende zeewater (isotonisch). Bij zoetwaterdieren is de osmotische waarde van het lichaamsvocht meestal hoger (hypertonisch) dan van het omringende water. Ze dreigen door osmose continu gevuld te raken met water. Zij hebben daardoor een fysiologisch mechanisme nodig waarmee ze zich beschermen tegen of aanpassen aan de osmotische waarde van hun omgeving. Meestal gebeurt dat in de vorm van de actieve uitscheiding van een hypotonische vloeistof (urine) vanuit speciaal daartoe ontwikkelde organen (klieren, nephridia, aangepaste vacuolen).

Binnen bepaalde tolerantiegrenzen is een organisme in staat de osmotische waarde van zijn eigen lichaamsvloeistof in stand te houden of aan te passen aan de osmotische waarde van zijn omgeving. Naarmate de osmotische waarde (zoutgehalte) in de omgeving verder van het optimum van een soort afwijkt, zal dat resulteren in een verlies van prestatie van het organisme. Worden de tolerantiegrenzen, die per soort verschillend zijn, uitwendig overschreden dan treden dusdanige verstoringen van inwendige evenwichten op dat het organisme sterft. Niet alleen de gemiddelde waarde maar vooral de minima en maxima die de saliniteit kan bereiken zijn hiervoor voor de overlevingskansen van soorten van belang.

De saliniteit wordt, behalve in brakke wateren, in de praktijk zelden gemeten. Het chloridegehalte dat deel uitmaakt van het totale zoutgehalte (saliniteit) en wordt vrijwel altijd gemeten. Chloride is, behalve in zure wateren waar sulfaat vaak zeer abundant is, bijna altijd het anion dat in de hoogste concentratie voorkomt. Voor osmotische processen is chloride dientengevolge meestal het belangrijkste anion. Het gebruik van chloriniteit verdient de voorkeur boven saliniteit.

Andere sterk met het chloridegehalte gecorreleerde factoren zoals het elektrisch geleidend vermogen (EGV) en verschillende ionenratio's worden voor

het functioneren van organismen van secundair belang geacht.

4.3.2 Stroming

Waar het terrein hoogteverschillen vertoont komen stromende wateren voor; men vindt ze in het oosten en zuiden van ons land. Ook in vlak gebied komt (geforceerde) stroming voor. Naarmate het (kunstmatige) verhang groter is, wordt de stroomsnelheid groter.

Stroming is een factor die het organisme enerzijds continu kan voorzien van voldoende zuurstof en voedsel (plankton). Anderzijds wordt, eveneens continu, een beroep gedaan op het vermogen de energie te leveren zich tegen de stroom in op zijn standplaats (habitat) te handhaven. Het selecterende criterium van de factor stroming schuilt in het vermogen van soorten deze energie al of niet te kunnen leveren. De hoogte van de stroomsnelheid speelt daarbij een centrale rol, immers deze bepaalt de grootte van de hoeveelheid energie die nodig is om zich te kunnen handhaven. Sessiele organismen (macrofyten, maar ook b.v. *Hydra* sp.) verbruiken nauwelijks energie om de stroming te trotseren. Ze zitten immers vast. Daardoor zijn ze wat betreft hun voedselvoorziening vrij direct aangewezen op wat het voorbij stromende water aanbiedt.

Bij de macrofyten ziet men aanpassingen aan stromende milieus in de vorm van een goed ontwikkeld wortelstelsel (vasthechting in de bodem), een slank en weinig in de breedte vertakt uiterlijk (ter vermindering van de mechanische weerstand) en vaak opvallend weinig steunweefsel waardoor ze zeer flexibel zijn en niet snel afbreken.

Bij de vrijlevende (macrofauna) organismen kunnen diverse aanpassingen worden gesignaleerd om het energieverbruik te verlagen:

1) een afgeplat uiterlijk stelt het organisme in staat te leven in de (laminaire) grenslaag die zich op het grensgebied tussen vast substraat en het water bevindt. Sommige soorten zijn echter afgeplat omdat ze een andere levenswijze hebben (b.v. onder stenen).

2) door stroomlijning biedt het lichaam minder weerstand aan de stroming waardoor het energieverbruik wordt verlaagd. Reductie van het aantal uitsteeksels verlaagt de weerstand. Door het lichaam dicht tegen het substraat te brengen wordt de wrijvingsweerstand eveneens verminderd.

3) zuignappen, haken e.a. grijporganen stellen het organisme in staat zich zonder een al te groot energieverlies aan een substraat vast te hechten.

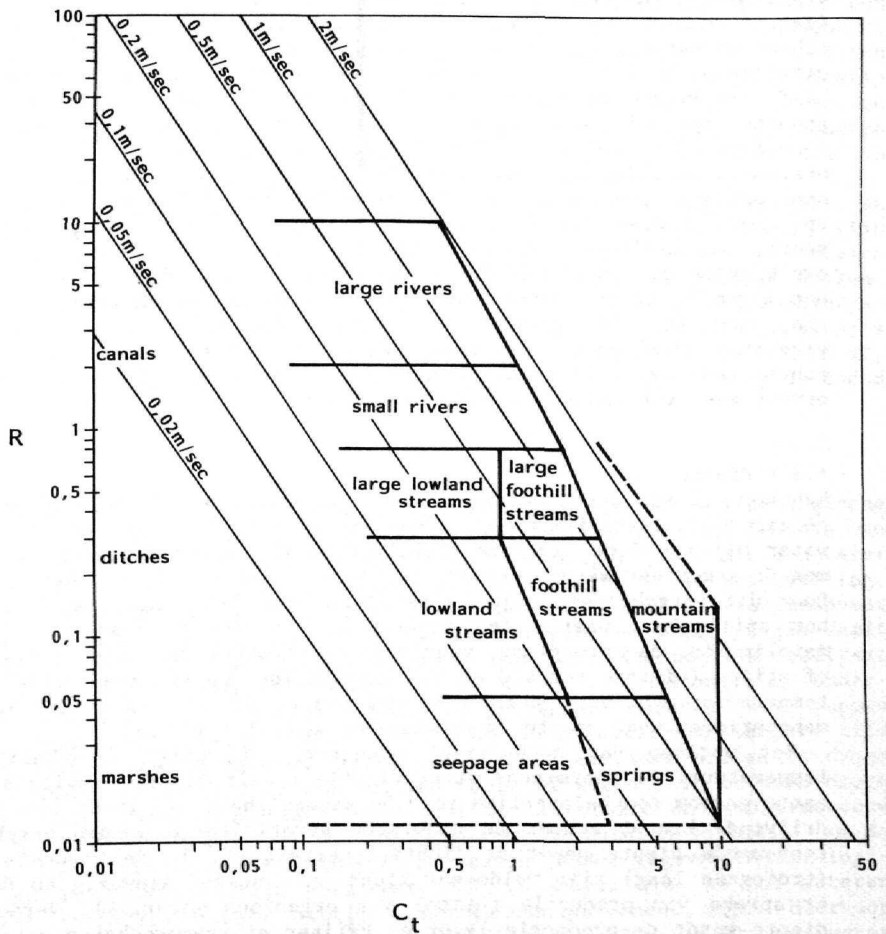
4) kleine afmetingen verlagen de wrijvingsweerstand.

5) het gebruik van kleverige secreties voor de bouw van uit slijk gevormde huisjes of matachtige structuren waarin de dieren zich kunnen terugtrekken of vasthechten, vormt voor sommige soorten een hulpmiddel om het energieverbruik te beperken. Sommige soorten gebruiken bij het vervaardigen van huisjes ballast in de vorm van steentjes. Bij tweekleppigen (b.v. *Unio* sp.) komt het voor dat de schelp zwaarder is uitgevoerd dan bij vergelijkbare soorten in stilstaand water (b.v. *Anodonta* sp.).

6) Veel soorten reduceren hun energieverbruik door de beschutting van obstakels in de stroming (stenen, planten etc.) of langzamer stromende binnenbochten en oeverzones op te zoeken. Sommige graven zich daarbij in de bodem in. In snel stromende wateren is sprake van een hyporheïsche zone in het (grove) substraat. Hierin stroomt het grondwater met een gereduceerde snelheid mee met het water in de watergang en biedt zo uitstekende beschutting. Slechts enkele wagen zich bij hogere stroomsnelheden in de stroomdraad.

7) Opmerkelijk is dat bij vele insecten die zich als larve in stromende wateren ophouden, het vliegvermogen van de imago's sterk gereduceerd kan zijn. Verspreiding van dergelijke soorten vindt dikwijls via het water

plaats en niet door de lucht. Figuur 4.2 geeft een voorbeeld van hoe, op basis van dimensies (hydraulische straal R) en stroomsnelheid, stromende wateren kunnen worden gekarakteriseerd (Higler & Mol 1984). Uit deze figuur komt naar voren dat in een stromend water, van bron tot monding, verschillende typen aan te wijzen zijn.



Figuur 4.2: Indeling in verschillende stromende aquatisch ecotooptypen op basis van hydraulische factoren (uit: Higler & Mol 1984).

4.3.3 Grootte

De grootte van een water (breedte en/of oppervlakte) is niet direct van invloed op de fysiologie van organismen. Grotere wateren worden meer door de wind beïnvloed waardoor golfslag (waterbeweging) aanwezig is. Door windinvloed veroorzaakte waterbeweging heeft voor organismen dikwijls een vergelijkbaar effect als stroming. Niet wortelende (drijvende) macrofyten kunnen zich niet handhaven op plaatsen waar veel waterbeweging is. Ze zullen naar een beschutte plaats drijven.

Voor macrofauna kan de grootte van een water gezien worden als een maat voor de afstand die een organisme moet afleggen (en de energie die daarvoor nodig is) om bepaalde doelen te kunnen bereiken. De mate van beschutting die het hierbij ondervindt is in verband met het gevaar van predatie van essentieel belang. Veel macrofaunasoorten komen alleen als larven van overigens vliegende insecten in het water voor. Essentieel voor het voortbestaan van deze soorten is de mogelijkheid uit te vliegen. Alleen de imago's kunnen immers voor de voortplanting zorg dragen. Hiervoor moet echter de waterspiegel worden gepasseerd. Een aantal soorten heeft voor het uitvliegen van het imago een 'opstapje' nodig in de vorm van een drijvend blad, een emergente stengel of de oever van het water. Afhankelijk van de grootte van het water en de 'openheid' van het wateroppervlak is zo'n 'opstapje' gemakkelijker of moeilijker te bereiken. Het verlaten van een beschutte omgeving op zoek naar een specifiek doel (voedsel, een partner, een 'opstapje') betekent voor een organisme het gevaar te worden gepredeerd en vormt daarmee indirect een bedreiging voor het voortbestaan van de soort. In kleinere wateren zijn de afstanden die een organisme moet overbruggen om specifieke doelen te bereiken vanzelfsprekend kleiner en in het algemeen is van nature een hogere graad van beschutting (meer vegetatie, meer gesloten waterkolom) aanwezig dan in grotere wateren (minder vegetatie, meer open waterkolom). Vanuit de optiek van het organisme is er echter geen verschil tussen een rechte sloot of een ronde poel waarvan de oevers even ver van elkaar verwijderd zijn.

4.3.4 Diepte

Een kenmerk van diepe wateren is het voorkomen van thermische en chemische gelaagdheid (stratificatie). Thermische stratificatie ontstaat doordat water bij $\pm 4^{\circ}\text{C}$ de grootste dichtheid heeft. Water dat door wisselwerking met de atmosfeer warmer (zomer) of kouder (winter) is, zal blijven drijven. Door dit verschijnsel zijn in een diep meer drie lagen te onderscheiden: het epilimnion, waarin de temperatuur die van de atmosfeer volgt, het metalimnion, de spronglaag, waarin de temperatuur vrij abrupt daalt (zomer) of stijgt (winter) tot 4°C en het hypolimnion, waarin een vrijwel constante temperatuur van 4°C heerst. Tussen zomer- en winterstratificaties komen mengperiodes voor waarin de temperatuur overal $\pm 4^{\circ}\text{C}$ is.

Het verloop van natuurlijke processen is veelal afhankelijk van de temperatuur. De thermische stratificatie speelt bij de chemische stratificatie daarom een belangrijke rol. De aanwezigheid van licht moet echter als drijvende kracht achter de chemische stratificatie worden beschouwd. Bij toenemende diepte neemt de lichtintensiteit af. In de bovenste waterlaag (trofogene laag) zijn voldoende licht en zuurstof aanwezig en daardoor is er sprake van productie (netto) van organisch materiaal. Verder naar de diepte wordt de productie lager en krijgen afbraakprocessen geleidelijk de overhand (trofolytische laag). Het zuurstofgehalte daalt hierdoor bij toenemende diepte.

Voor vele organismen is door te weinig licht (hogere planten) of gebrek aan zuurstof (macrofauna) het leven op grotere diepten ($> 8-10\text{ m}$) onmogelijk.

lijk. Het hypolimnion vertoont in zekere zin gelijkenis met een woestijn. Op de bodem van diepe wateren kunnen alleen soorten die bestand zijn tegen extreem lage zuurstofspanningen gedurende langere perioden (vnl. Oligochaeta en enkele Chironomidae) worden aangetroffen. Macrofyten ontbreken geheel. Het open water (epilimnion) wordt bevolkt door planktonische organismen en vissen. Het macroscopische leven in diepe wateren speelt zich voornamelijk af langs de oevers in ondieper water.

In de vegetatie langs de oever is soms een fraaie zonering te zien van ondiep wortelende emergente soorten via dieper wortelende drijvende/ondergedoken naar nog dieper wortelende ondergedoken planten. Doordat in diepe (dikwijls ook grotere) wateren de wind voor golfslag zorgt zijn de levenskansen voor planten die vrij op het wateroppervlak drijven (b.v. kroosachtigen) beperkt tot beschutte oeverzones.

De macrofauna in diepe wateren beperkt zich grotendeels tot die plaatsen waar zuurstof is. De meeste soorten worden daarom aangetroffen waar ook vegetatie aanwezig is. Hier vinden de meeste soorten een voedselbron, schuilplaats, rustplaats, jachtgebied en een medium waarop zij hun eieren kunnen afzetten. De levensgemeenschappen zullen in een aantal opzichten belangrijke overeenkomsten vertonen met gemeenschappen uit ondiepere wateren. Doordat door de windwerking golfslag ontstaat, zullen ook soorten worden aangetroffen uit gemeenschappen van stromende wateren die in ondiepe, weinig uitgestrekte wateren veelal ontbreken.

In Nederland komen van nature, behalve de lopen van de grote rivieren en enkele dode rivierarmen, geen echte diepe wateren voor. De meeste zijn gegraven, of anderszins o.i.v. van mensen ontstaan (IJsselmeer). Ook wielen en kolken zijn ontstaan na doorbraken van door mensen aangelegde dijken. Door effecten van overmatige algengroei (eutrofiëring) laat het zuurstofgehalte op de bodem van dergelijke wateren (waar de afgestorven algenmassa's uiteindelijk terechtkomen) vaak te wensen over. Het aantal niches is er, mede door de afwezigheid van macrofyten, zeer beperkt. De fauna op de bodem is daarom niet erg rijk aan soorten.

4.3.5 Droogval

Een met de dimensies (vnl. diepte) van een water en met klimatologische factoren sterk samenhangende factor is de mate van permanentie. De mate van permanentie is uit te drukken in het aantal malen (per jaar) dat een water komt droog te vallen en in de lengte van deze perioden van droogvalling. Droogval ontstaat meestal in de zomer, wanneer door gebrek aan wateraanvoer (neerslag, kwel), wegzijging en een hoge verdamping de waterspiegel daalt met, op plaatsen waar een geringe diepte heerst, als uiteindelijk resultaat dat al het water verdwijnt. Naarmate een water vaker droogvalt, onderscheidt men *temporaire*, *semipermanente* en *permanente* wateren (b.v. Cuppen 1980). *Temporaire* wateren vallen ieder jaar voor kortere of langere tijd droog. *Semipermanente* wateren vallen niet ieder jaar maar alleen in droge zomers droog. *Permanente* wateren vallen nooit of slechts in extreem droge zomers droog. Binnen Nederland bestrijken de *temporaire* en *semipermanente* wateren slechts een gedeelte van de range van de wateren op basis van de diepte. Boven een bepaalde diepte zijn wateren (onder gegeven klimatologische omstandigheden) altijd permanent. Het is echter niet zo dat wateren met een geringere diepte altijd *temporair/semipermanent* zijn. Hiervoor spelen lokale en regionale hydrologische factoren (hoe wordt een water gevoed, mate van isolatie) en lokale factoren als de mate van beschaduwing een te belangrijke rol.

Macrofyten die bestand zijn tegen droogval, hebben hiervoor een overlevingsstrategie ontwikkeld. Grime (1979) onderscheidt de volgende strate-

gieën:

- 1) Vorming van een landvorm. De speciale aanpassingen van planten om in water te leven verdwijnen. Landvormen hebben meestal minder, kleinere en dikkere bladeren. Dit wordt veroorzaakt door een dikkere cuticula, meer steunweefsel, minder chloroplasten en meer huidmondjes.
- 2) Vroege zaadvorming. De planten hebben zaad gevormd vóór de droogte invalt. Deze zaden kunnen de droge periode overbruggen.

Met betrekking tot het overleven van soorten vergt ook bij de macrofauna het wegvallen van het medium water een overlevingsstrategie om zich te beschermen tegen, of te onttrekken aan uitdroging. Een groot aantal soorten (soortengroepen) kent dergelijke strategieën niet en komt dan ook niet in droogvallende wateren voor. Macrofaunalevensgemeenschappen in droogvallende wateren worden vaak gedomineerd door larven van vliegende insecten die voor de periode van droogval uitvliegen soms met achterlating van droogteresistente eieren. Wiggins, Mackay & Smith (1980) onderscheiden in dit verband vier overlevingsstrategieën:

- 1) 'Verplichte' vaste bewoners. Deze soorten kunnen zich alleen passief verspreiden. Ze overleven droge perioden of als droogteresistente eieren of cysten, of als juvenielen en adulten.
- 2) Soorten die in het voorjaar vóór de droogte uitvliegen. De eiafzetting is afhankelijk van water. Ze overwinteren (in het droge bassin) en overwinteren als eieren of larven, en bij sommige keversoorten, als adulten.
- 3) Soorten die tijdens de zomer uitvliegen. De eiafzetting is onafhankelijk van water. Deze soorten overleven droge perioden en overwinteren als eieren of als larven binnen de eimatrix.
- 4) Migranten, die vroeg in het voorjaar hun eieren in het water afzetten en uitvliegen voordat droogval intreedt. In sommige gevallen kan de ontwikkelingssnelheid door de dichtheid van organismen (en de hoeveelheid water) worden gereguleerd (b.v. *Aedes communis*).

In Van der Hoek & Cuppen (1990) wordt melding gemaakt van een vijfde (tussenvorm), waarbij een kokerjuffer (*Trichostegia minor* Curtis) onafhankelijk van water haar eieren legt, terwijl de soort overwintert als ei en larve.

Door de directe invloed van droogval op het voortbestaan van organismen heeft de mate van permanentie als masterfactor biologisch gezien een vrij sterk selecterend karakter en is daarom ook als indelingskenmerk te gebruiken. Het zal duidelijk zijn dat hier gesproken moet worden van een continue factor. Naarmate een water minder vaak droogvalt en/of de periode van droogval korter is, is de mate van permanentie groter. Een probleem bij het gebruik van deze factor als indelingskenmerk is echter dat de mate van permanentie niet wordt gemeten. Men zal op de hoogte moeten zijn van de voorgeschiedenis van het water gedurende enige jaren om een indruk te krijgen van hoe vaak en hoe lang een water doorgaans droogvalt. Dit soort gegevens wordt in de meeste standaardbemonsteringen niet vermeld. Om deze reden wordt in de dit rapport slechts onderscheid gemaakt tussen droogvallende en permanente wateren.

4.3.6 Zuurgraad

Van nature bestaat binnen Nederland een variatie in de zuurgraad van wateren die voornamelijk berust op de aard van de bodem (kalkrijkdom). Bij stromende wateren speelt ook de bodem op de plaats van herkomst van het

water een rol. De hoeveelheid kalk in de ondergrond bepaalt in hoge mate of een water zuur is of niet. De oplosbaarheid van kalk uit de bodem draagt bij aan het bufferend vermogen en daarmee aan de instandhouding van een bepaalde pH. Naast de hoeveelheid kalk speelt de hoeveelheid organische detritus een rol in het voorkomen van zure wateren. Uit anaërobe afbraak van organisch materiaal ontstaan humuszuren die bij het ontbreken van kalk in de ondergrond de pH in het bovenstaande water kunnen verlagen. Vaak is in dergelijke gevallen sprake van veenvorming. Dergelijke zure wateren verkeren in een natuurlijk verlandingsproces waarbij door de toenemende zuurgraad (dalende pH) en daarmee gepaard gaande dalende afbraaksnelheid organisch materiaal in de tijd wordt geaccumuleerd. Dit proces, maar ook de verwerking van kalk, wordt ondersteund doordat de neerslag van nature zuur is (\pm pH 5.5) en niet tot zeer zwak gebufferd is. Het feit dat de pH van de neerslag heden ten dage lager is, maar ook dat neerslag de toevoer van een hoeveelheid potentieel zuur met zich meebrengt draagt bij aan een, in termen van natuurlijke evolutie drastische, versnelling van voornoemde processen (Schuurkes & Leuven 1985, Leuven 1988).

In stromende wateren speelt naast het kalkgehalte in de bodem vaak de herkomst van het aangevoerde water een rol. Vooral wanneer grondwater wordt aangevoerd vanuit een veenpakket kan het uittredende water zuur zijn. Het kalkgehalte in de bedding vormt hierbij de factor die bepaalt hoe ver stroomafwaarts van de bron een beek al dan niet zuur is.

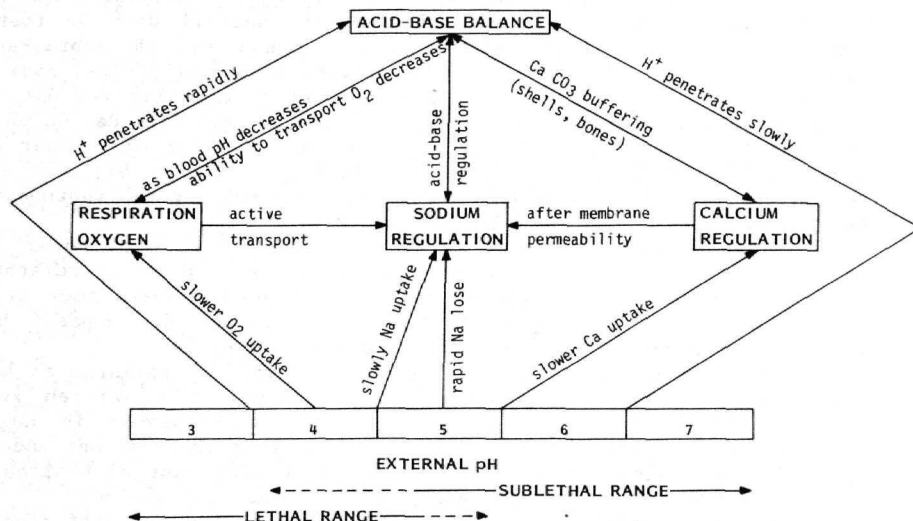
Zure wateren komen van nature voornamelijk voor op kalkarme en kalkloze zand- en veengronden. Tegenwoordig zijn vrijwel alle wateren zuur die hydrologisch geïsoleerd liggen en voor hun watertoevoer in hoge mate afhankelijk zijn van neerslag. Wateren die in contact staan met ander water (rivier, beek, sloot of grondwater) zijn vaak zwak zuur of basisch. Sterk geëutrofieerde wateren (landbouwgebieden) zijn meestal basisch.

Aquatische macrofyten zijn voor de voorziening van koolstof afhankelijk van opgelost kooldioxide of bicarbonaat (in het hen omringende water of in het interstitiële water in de bodem). In de bodem kunnen CO_2 en/of HCO_3^- worden gevormd door het oplossen van kalk. Waar de pH laag is, zal door het ontbreken van voldoende kalk in de ondergrond of een gebrekkige mineralisatie van kalk de aanwezigheid van koolzure verbindingen in de waterfase beperkt zijn. Het voorkomen van macrofyten beperkt zich hierdoor in belangrijke mate tot wateren waarin voldoende koolzuur en bicarbonaat aanwezig is. In uitgesproken zure wateren komen vrijwel geen macrofyten voor (*Juncus bulbosus*, *Utricularia minor*).

De zuurgraad heeft een sterke invloed op de fysiologie van waterdieren. De vier belangrijkste fysiologische functies die door de pH worden beïnvloed zijn: Na-regulatie, Ca-regulatie, respiratie en de zuur-base balans van het organisme. Om te kunnen overleven bij lage pH heeft een organisme speciale aanpassingen nodig. Het aantal soorten met dergelijke aanpassingen is lager naarmate de pH lager is. In een groot aantal gevallen kunnen voor hele taxonomische groepen pH-waarden worden aangewezen waarbij de vertegenwoordigers van deze groepen niet meer worden gevonden (b.v. Mollusca en Hirudinea bij een pH < 5,5). Hierdoor zijn veel soorten van zure wateren zeer karakteristiek.

Figuur 4.3 geeft een overzicht van de fysiologische reacties van waterdieren op verandering in de pH van het medium. Op basis van deze figuur kunnen, met enige voorzichtigheid, klassegrenzen voor het indelingskenmerk zuurgraad worden geformuleerd. Het pH-gebied tussen 5 en 6 (overlapping van subletale en letale gebied) lijkt voor de onderzochte organismen een 'kritisch' pH-traject. Een dergelijk 'kritisch' traject vindt men in het uiterst rechtse gedeelte van de subletale range. In dit traject zullen de meeste soorten niet meer voorkomen. Slechts enkele acidofiele soorten

kunnen zich bij extreem lage pH's handhaven.



Figuur 4.3: De belangrijkste fysiologische reacties van enkele zoetwaterdieren op een lage pH (Havas 1981).

4.3.7 Voedselrijkdom

Van nature bestaat er een variatie in de voedselrijkdom (trofie) van wateren die gekoppeld is aan de beschikbaarheid van nutriënten uit de bodem en omgeving. Zo zullen wateren op kleigronden in het algemeen voedselrijker zijn dan wateren op (arme) zandgronden. Wateren op een veenbodem vormen een tussenliggende groep. Van nature zure wateren zijn, vanwege een door de lagere pH geïnduceerde lagere decompositie- en mineralisatiesnelheid, vaak voedselarm, ondanks het feit dat in of op de bodem ruim voldoende mineraliseerbaar organisch materiaal aanwezig is om onder neutrale omstandigheden tot voedselrijkdom te kunnen leiden. Deze natuurlijke variatie is op veel plaatsen en door tal van, meestal van oorsprong antropogene, factoren ernstig verstoord. In verreweg de meeste gevallen is sprake van een verrijking ten opzichte van vroeger. Slechts in gevallen waar sprake is van verzuring door antropogene invloeden, lijkt vaak verarming op te treden. Dit kan echter een schijnbare verarming zijn doordat op de bodem geaccumuleerd organisch materiaal onder zure omstandigheden slechts zeer langzaam wordt gemineraliseerd. De belangrijkste elementen die de mate van voedselrijkdom bepalen zijn N, P en K. Het minst voorkomende element van deze drie is bepalend voor de voedselrijkdom van een water.

Aquatische macrofyten zijn direct afhankelijk van de gehalten van deze

elementen in de waterfase. Veel macrofyten halen al hun voedingsstoffen uit het water. Planten die in de bodem wortelen zijn minder afhankelijk van de voedselrijkdom van het water omdat ze hun voedingsstoffen grotendeels uit de bodem halen.

Voor macrofaunasoorten is voedselrijkdom op te vatten als een tamelijk indirect selecterende factor. De voedselrijkdom, in de vorm van hoeveelheden opgelost opneembaar stikstof en fosfor, kan gezien worden als een maat voor de beschikbare hoeveelheid energie die gedurende een jaarcyclus in het ecosysteem kan worden omgezet (turn-over). De meeste macrofauna-organismen zijn direct of indirect afhankelijk van de ontwikkeling van algen of een vegetatie (primaire productie) en dus van de voedselrijkdom. De invloed van de voedselrijkdom is daarom niet zozeer soortgericht alswel gericht op groepen van soorten die via de voedselkringloop van elkaar afhankelijk zijn. Voedselrijke wateren kunnen in potentie tot een hogere primaire productie komen, en dientengevolge ook een hogere secundaire productie, dan voedselarme wateren. Dit betekent echter niet dat ze ook een grotere soortendiversiteit hebben. De algehele turn-over van voedingsstoffen (per eenheid van oppervlakte) is in voedselrijke wateren groter dan in voedselarme wateren.

De vraag of een soort in een bepaald ecosysteem over genoeg voedsel kan beschikken om zich te handhaven hangt enerzijds af van de beschikbaarheid van voedsel (voedselrijkdom), anderzijds van de mate waarin de soort concurrentie ondervindt in het bemachtigen van dat voedsel. Concurrentiekrachtsverhoudingen tussen soorten spelen een belangrijke rol. De concurrentiekracht van een soort wordt bepaald door de mate waarin deze soort onder de gegeven omstandigheden 'optimaal' functioneert. De mate waarin die soort in dat systeem zich in of nabij het optimum van zijn ecologische amplitudo voor de milieufactoren bevindt is daarbij van essentieel belang. Soorten met een brede amplitudo ten aanzien van de milieufactoren hebben derhalve vaak een hogere concurrentiekracht dan soorten met een smalle amplitudo. Daar waar de waarde van een of meer van de milieufactoren de randen van de van nature voorkomende range bereikt, zijn de meer op dergelijke extreme omstandigheden toegespitste soorten (vaak met smallere amplitudo's) in het voordeel. De voedselrijkdom is een van de factoren die soorten met een lagere concurrentiekracht bevoordeelt onder voedselarme omstandigheden.

4.4 De kenmerkklassen

Om op grond van een indelingskenmerk groepen wateren van elkaar te kunnen onderscheiden wordt de van nature voorkomende range van de waarde van de indelingskenmerken verdeeld in kenmerkklassen. Vanuit typologische en praktische overwegingen (zie hoofdstuk 2) worden de grenzen van de kenmerkklassen gedeeltelijk over elkaar heen gelegd. Op deze manier is de grens tussen twee klassen geen strikte scheiding, er is meer sprake van een overgangsgebied. Hierdoor blijft de van nature aanwezige continuïteit gedeeltelijk behouden. De ranges van indelingskenmerken en van overgangen zijn gerelateerd aan natuurlijke ranges en overgangen m.b.v. literatuur (b.v. Verdonschot 1990a/b, Smit 1990).

Door de kenmerkklassen van verschillende, hiërarchisch gerangschikte, indelingskenmerken met elkaar te combineren ontstaat een stelsel van mogelijke ecotootypen. Het aantal mogelijke combinaties is hierbij zeer groot (2130). Een groot aantal combinaties van kenmerkklassen komt van nature niet voor (b.v. diepe temporaire wateren). Deze kunnen bij voorbaat buiten beschouwing worden gelaten. Daarnaast bestaan een aantal combinaties

die zich biotisch niet of slechts moeilijk laten onderscheiden van andere combinaties. Op deze plaatsen is het niet zinvol een verdere differentiatie door te voeren dan biologisch 'zichtbaar' is. Een aantal combinaties wordt daardoor samengevoegd m.n. brakke wateren.

Bij de codering van de typen is zoveel mogelijk getracht de codering van het terrestrische ecotopensysteem van het CML (Stevens et al. 1987) te volgen. De kenmerkklassen, codes en de richtlijnen voor de indeling zijn in de volgende paragrafen weergegeven.

4.4.1 Chloriniteit

Bij de indeling van een water in een chloriniteitsklasse wordt uitgegaan van de uiterste waarden van het chloridegehalte die onder normale omstandigheden (gemiddelde regenval, temperatuur etc.) voorkomt. De volgende klassen worden onderscheiden:

<u>klasse</u>	<u>code</u>	<u>bereik</u> (mg/l Cl^-):
* zoet	-	0 - 300
* licht brak	l	200 - 1000
* matig brak	m	800 - 3000
* sterk brak	b	> 3000
* zout	z	> 10.000

4.4.2 Stroming

Op basis van de gemiddelde stroomsnelheid in de stroomdraad worden drie kenmerkklassen onderscheiden:

<u>klasse</u>	<u>code</u>	<u>bereik</u> (m/s):
* snelstromend	Q	> 0,8
* stromend	F	0,1 - 1,0
* stagnant	M	< 0,2

Hierbij staat Q voor quick, F voor floating en M voor motionless.

Omdat in stagnante wateren, zeker in grotere wateren, altijd sprake is van enige waterbeweging, is de grens tussen stromend en (semi-)stagnant bij 0,1 m/s gelegd. Geringe fluctuaties in de stroomsnelheid zullen niet direct van invloed zijn op de soortensamenstelling.

4.4.3 Grootte

Op grond van gemiddelde afmeting wordt onderscheid gemaakt in de volgende klassen:

<u>klasse</u>	<u>bereik</u> (breedte (m))
* klein	0 - 8
* middelgroot	5 - 25
* groot	> 20

4.4.4 Diepte

Voor de gemiddelde diepte wordt onderscheid gemaakt in de klassen:

<u>klasse</u>	<u>bereik</u> (cm)
* ondiep	< 250
* diep	> 250

4.4.5 Droogval

Er worden twee klassen onderscheiden, namelijk;

<u>klasse</u>	<u>richtlijn</u>
* permanent	niet of zelden droogvallend
* droogvallend	vrijwel jaarlijks droogvallend, duur van droogval > 6 weken per jaar

4.4.6 Combinatie van grootte, diepte en droogval

Grootte, diepte en droogval worden in één code samengebracht. De relatie tussen grootte en diepte is bijvoorbeeld van belang m.b.t. het al of niet optreden van stratificatie. In onderstaande tabel wordt het verband weergegeven tussen grootte en diepte zoals het in dit onderzoek gehanteerd is.

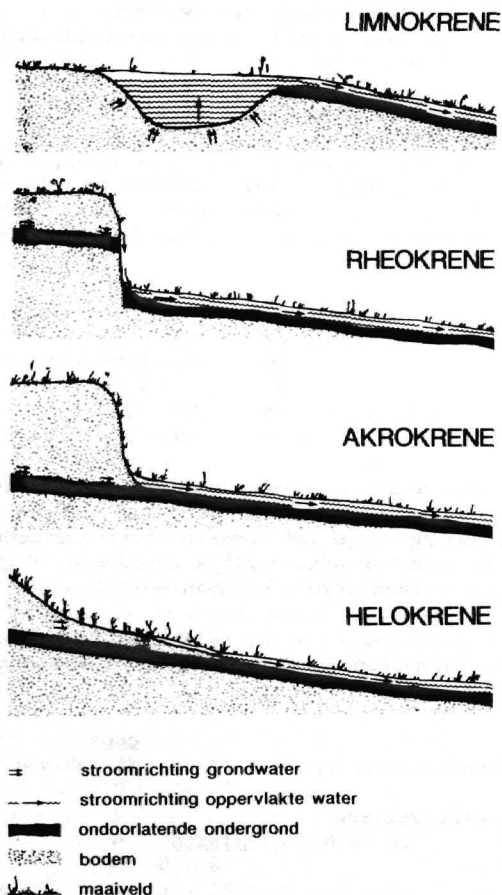
<u>klasse</u>	<u>breedte</u> (m)	<u>diepte</u> (cm)
klein, diep	< 8	> 250
groot, diep	> 20	> 250
klein, ondiep	< 8	< 250
middelgroot	5 - 25	50 - 250
groot, ondiep	> 20	50 - 250

Droogval komt slechts voor in sommige ondiepe wateren en bronnen. Bronnen nemen een aparte plaats in binnen de zoete wateren. Zij vormen een onderdeel van het overgangsgebied tussen terrestrische en aquatische ecosystemen. Ze worden dan ook afzonderlijk gecodeerd. Figuur 4.4 geeft een overzicht van de verschillende typen bronnen.

Combinatie van de kenmerken grootte, diepte en droogval levert de volgende indeling op:

<u>klasse</u>	<u>code</u>
* bron, droogvallend	1
* bron	2
* klein, ondiep, droogvallend	3
* klein, diep	4
* groot, diep	5
* klein, ondiep	6
* middelgroot, ondiep	7
* groot, ondiep	8
* grootte niet van belang, ondiep	9
* grootte, diepte niet van belang	0

Bij snel stromende, langzaam stromende en stagnante wateren worden bij de codering van de klassen andere wateren bedoeld. Zo is klein, ondiep bij stagnante wateren een ander water dan bij stromende wateren.



Figuur 4.4: Verschillende typen bronnen (Tolkamp 1983).

Hieronder wordt een overzicht gegeven van de fysisch-geomorfologische watertypen die er bij de verschillende stroomsnelheden in de diverse klassen worden ondergebracht.

* voor stagnante wateren (M):

<u>klasse</u>	<u>code</u>	<u>voorbeelden:</u>
* klein, droogvallend	3	poelen, sloten, vennetjes
* klein, diep	4	wielen, kolken
* groot, diep	5	zandwinplassen, grote kanalen
* klein, ondiep	6	poelen, sloten, vennetjes
* middelgroot, ondiep	7	kanalen, meertjes, petgaten
* groot, ondiep	8	meren, plassen
* grootte, diepte niet van belang	0	(licht), matig, sterk brak, zout

* voor stromende wateren (F):

<u>klasse</u>	<u>code</u>	<u>voorbeelden:</u>
* bron, droogvallend	1	helocreen
* bron	2	limnocreen, helocreen
* klein, droogvallend	3	bovenloopjes
* klein ondiep	6	bovenlopen
* middelgroot, ondiep	7	middenlopen
* groot, ondiep	8	benedenlopen, kleine rivieren

* voor snelstromende wateren (Q):

<u>klasse</u>	<u>code</u>	<u>voorbeelden:</u>
* bron	2	rheocreen, acrocreen
* klein, ondiep	6	bovenloopjes
* middelgroot, ondiep	7	Geul, Gulp etc.
* groot, diep	8	Rijn, Maas etc.

4.4.7 Zuurgraad

Er is uitgegaan van een gemiddelde waarde onder normale omstandigheden.

<u>klasse</u>	<u>bereik</u>
* zeer zuur	pH < 4,5
* matig zuur	pH 4,5 - 5,5
* niet zuur	pH > 5,5

Deze indeling wijkt af van die bij de ecotopenindeling voor terrestrische vegetaties. Daar wordt de overgang tussen 'niet zuur' en 'matig zuur' gelegd bij pH 5,0 i.p.v. pH 5,5. Deze verschuiving vindt plaats op grond van gegevens van het voorkomen van macrofauna.

4.4.8 Voedselrijkdom

Bij de bepaling van voedselrijkdom wordt meestal uitgegaan van fosfor (PO₄-P, P-t) en stikstof (N-t), waarbij de limiterende factor bepalend is voor

de indeling. Er worden veel verschillende indelingen voor voedselrijkdom gebruikt (Klee 1975, RIN 1979, Leentvaar 1979, CUWVO 1988, Bloemendaal 1988, Gezondheidsraad 1989 en Verdonshot 1990b). De hier gehanteerde indeling is (op basis van jaargemiddelde waarden):

<u>klasse</u>	<u>bereik</u> (mg/l)		
	$\text{PO}_4\text{-P}$	P-t	N-t
* voedselarm	<0,03	<0,05	<0,5
* matig voedselrijk	0,03-0,08	0,05-0,1	0,5-1,0
* voedselrijk	>0,08	>0,1	>1,0
* zeer voedselrijk	>0,1	>0,2	>1,5

4.4.9 Combinatie van zuurgraad en voedselrijkdom

Voedselrijkdom is een factor die slechts van belang is bij de niet zure wateren. Er wordt aangenomen dat zure wateren van nature meestal voedselarm zijn. Voedselrijke zure wateren worden tot de door mensen beïnvloede wateren gerekend. De indelingskenmerken zuurgraad en voedselrijkdom zijn dan ook in één code te vatten. Alleen bij de voedselarme wateren is het indelingskenmerk zuurgraad van belang. Matig voedselrijk en voedselrijk water valt in de klasse niet zuur. Dit levert de volgende indeling op:

<u>klasse</u>	<u>code</u>
* voedselarm, zeer zuur	1
* voedselarm, matig zuur	2
* voedselarm, niet zuur	3
* matig voedselrijk, niet zuur	7
* voedselrijk, niet zuur	8

4.5 Codering van de aquatische ecotooptypen

Zoals reeds vermeld volgt de codering, zowel wat betreft de opbouw als wat de cijfers en letters, zoveel mogelijk de codering van het CML-ecotopensysteem voor de terrestrische vegetatie. Op deze wijze kunnen het terrestrische en aquatische ecotopensysteem in grote lijnen naast elkaar worden gebruikt. De codering is als volgt opgebouwd:

- 1^e positie: code voor saliniteit, kleine letter
- 2^e positie: code voor stroming, hoofdletter
- 3^e positie: code voor grootte, diepte, droogval (eerste cijfer)
- 4^e positie: code voor zuurgraad en voedselrijkdom (tweede cijfer)

De code in positie 1 is facultatief. Als op deze positie geen code is ingevuld, betreft het een zoet water. Voor de codes in positie 2, 3 en 4 moet een waarde worden ingevuld. Op deze wijze is de codering zo beknopt en toch zo volledig mogelijk gemaakt. Een korte code heeft als grote voordeel dat deze makkelijk in het gebruik is.

Drie voorbeelden van een code:

Q63: zoet, snel stromend, ondiep, permanent, voedselarm water; het betreft hier snel stromende bovenloopjes in Zuid-Limburg.

M32: zoet, stagnant, klein, droogvallend, voedselarm, matig zuur water; bijvoorbeeld zure vennetjes op de Brabantse zandgronden.

bm08: sterk brak, stagnant, voedselrijk water; het betreft hier bijvoorbeeld wateren in Noord-Holland waar brakke kwel optreedt.

4.6 Interne heterogeniteit van de aquatische ecotootypen

In het verloop van de indelingskenmerken is altijd sprake van gradiënten (in plaats en tijd), die hun weerslag vinden in het ontstaan van verschillende habitats (b.v. nagenoeg stagnante binnenbochten tegenover het snel stromende midden van een beek, diepe en ondiepe zones van grote plassen) met een eigen levensgemeenschap.

In de praktijk is vaak geen sprake van 'een zekere homogeniteit' van een indelingskenmerk. Vele wateren zullen op basis van opnamen op verschillende plaatsen in zo'n water bij meer dan één aquatisch ecotootype worden ingedeeld (variatie in plaats) (voorbeeld 1 en 2). Op grond van opnamen van dezelfde plaats op verschillende tijdstippen kan hetzelfde verschijnsel zich voordoen (variatie in tijd) (voorbeeld 3).

Voorbeeld 1: In stromende wateren kan men moeilijk van de stroomsnelheid van het water spreken. Meestal wordt hiermee de snelheid in de stroomdraad aangeduid. In het dwarsprofiel van een beek of rivier is de stroomsnelheid verre van constant (variatie in plaats).

Voorbeeld 2: De diepte kan binnen één water geenszins als een constante worden beschouwd. Hierdoor zou men in een plaatselijk diep, uitgestrekt water kunnen komen tot het aanwijzen van meer aquatische ecotootypen (variatie in plaats).

Voorbeeld 3: In een stromend water zullen door het jaar heen aanzienlijke fluctuaties in de stroomsnelheid voorkomen door variatie in de hoeveelheid aangevoerd water (variatie in tijd).

Deze vormen van heterogeniteit behoren, ondanks dat het de indelingskenmerken betreft, in essentie niet toe aan het schaalniveau van de aquatische ecotootypen. De ecotootypen zijn immers begrensd op grond van gemiddelde waarden van de indelingskenmerken. Een opname is echter altijd gebonden aan plaats en tijd, en bevat momentane waarden van de indelingskenmerken. Voor de bepaling van het aquatisch ecotootype van een water betekent het voorgaande dat men zelden op het resultaat van één enkele opname zal kunnen vertrouwen. Combinatie van opnamen van verschillende plaatsen in hetzelfde water en eventueel verspreid over enkele seizoenen (b.v. lente/zomer) biedt een hogere mate van betrouwbaarheid m.b.t. het positioneren van een water in het stelsel van aquatische ecotootypen.

5 ECOTOOPTYPEN EN BIJBEHORENDE ECOLOGISCHE SOORTENGROEPEN

W.F. v.d. Hoek, C.F.M. de Bok en B.P.M. Specken
m.m.v. J.G.M. Cuppen, L.W.G. Higler en P.F.M. Verdonchot

5.1 Inleiding

Bij alle te onderscheiden aquatische ecotooptypen hoort een lijst van macrofaunasoorten en van macrofyten die in het desbetreffende type aangetroffen kunnen worden, de ecologische soortengroep. Per ecotooptype wordt één ecologische soortengroep opgesteld. Omdat de werkwijze bij de indeling van plantesoorten anders is geweest dan bij de indeling van macrofaunasoorten, zullen de beide toedelingen afzonderlijk worden behandeld.

5.2 Indeling van macrofyten in ecologische soortengroepen

Het begrip macrofyt is hier beperkt tot de planten die in de Nederlandse flora (Van der Meijden 1990) als hydrofyt worden betiteld of die in het terrestrische ecotopensysteem behoren tot de waterplanten (Stevens 1987) en de Characeae (kranswieren). De afbakening van de macrofyten komt vrijwel overeen met de pleustofyten van Den Hartog en Segal (1964). Helofyten en planten die wel zeer vochtige omstandigheden kunnen verdragen zijn niet ingedeeld.

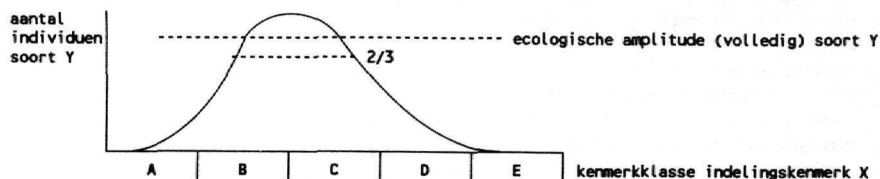
Van de geselecteerde plantesoorten is getracht aan te geven in welke ecotooptypen ze met enige redelijkheid aangetroffen kunnen worden. Voor de eerste invulling van de ecologische soortengroepen is gebruik gemaakt van een aantal standaardliteratuurbronnen zoals Westhoff & den Held (1975), Weeda (1985, 1987 en 1988), Bloemendaal & Roelofs (1988), Van der Meijden (1990). Daarnaast is gebruik gemaakt van gegevens over ecologische soortengroepen van het CML-ecotopensysteem voor de terrestrische vegetatie (Runhaar et al. 1987) en diverse publikaties over afzonderlijke soortengroepen (o.a. Potamogeteae, Characeae), regio's (o.a. Noord-Holland, Noord-Brabant) en abiotische omstandigheden.

Na de samenstelling van de voorlopige indeling van de soorten in ecologische groepen is deze indeling voorgelegd aan een aantal externe deskundigen en specialisten op het gebied van bepaalde plantesoorten. Waar nodig is de indeling vervolgens bijgesteld.

Bij de indeling van plantesoorten is uitgegaan van dezelfde toedelingsprincipes als gehanteerd bij de indeling van soorten binnen het bestaande ecotopensysteem (Runhaar et al. 1987). Bij de indeling wordt rekening gehouden met het feit dat een soort in meer dan een ecotooptype kan voorkomen. Afhankelijk van zijn ecologische amplitudo kan een soort daarom in meer dan een ecologisch soortengroep worden ingedeeld. Bij deze indeling is echter niet gestreefd naar volledigheid. Er wordt naar gestreefd een soort aan zoveel ecotooptypen toe te delen dat minimaal 2/3 van het voorkomen van de soort verklaard kan worden. Hierdoor is een beter beeld te krijgen van het optimum van de soort voor een indelingskenmerk. Als getracht wordt een groter deel van het voorkomen te dekken, zal de range van de soort voor het indelingskenmerk groter worden en zal de indicatieve waarde van de soort afnemen (fig. 5.1).

Bij de toedeling van soorten aan ecotooptypen wordt uitgegaan van het relatieve voorkomen van de soort binnen een ecotooptype, omdat dat het beste een beeld geeft van de ecologische preferentie van een soort. Zou worden uitgegaan van het absolute voorkomen van een soort binnen een

ecotooptype, dan zouden soorten te veel worden ingedeeld bij algemene, vaak voedselrijke ecotooptypen: Het aantal voedselrijkere wateren is zoveel groter dan het aantal voedselarme wateren, dat soorten die een optimum



Figuur 5.1: Optimumcurve van een soort voor een indelingskenmerk. De soort wordt ingedeeld bij zoveel kenmerkklassen dat $2/3$ van het aantal individuen toe te delen is ($2/3$ van de ecologische amplitudo).

hebben in voedselarme wateren in absolute aantallen soms vaker voorkomen in voedselrijkere wateren dan in voedselarme wateren.

Niet alle beschikbare gegevens waren altijd eenduidig. Op zich is dit natuurlijk niet verwonderlijk aangezien organismen voor het voorkomen onder specifieke abiotische condities geen eenduidige grenzen aanhouden. Daarnaast blijken verschillende auteurs verschillende grenzen aan te houden voor de klassenindeling van de abiotische factoren. Door deze grenzen met enige soepelheid te hanteren kon er in de meeste gevallen wel overeenstemming tussen de verschillende bronnen worden gevonden. Om schijnnaauwkeurigheid te vermijden zijn de macrofyten in eerste instantie vrij breed bij ecologische soortengroepen ingedeeld. Naar aanleiding van de toetsing van de ecologische soortengroepen met behulp van veldgegevens kunnen soorten alsnog smaller worden ingedeeld.

5.3 Indeling van macrofauna in ecologische soortengroepen

Bij de indeling van macrofauna wordt uitgegaan van de in Verdonshot en Torenbeek (1988) opgenomen soorten. Dit betreft alle soorten die ooit in Nederland zijn gevonden. Het betekent echter niet dat alle soorten bij één of meer ecologische soortengroepen worden ingedeeld. Van veel soorten zijn onvoldoende autecologische gegevens beschikbaar om tot een verantwoorde indeling te komen. Tevens mag van veel soorten worden verwacht dat ze door niet-specialisten onjuist zijn gedetermineerd. Indeling van deze soorten in ecologische soortengroepen is daarom problematisch. Alleen die soorten zijn ingedeeld waarvan het voorkomen goed gedocumenteerd is en die op een goede manier door niet-specialisten kunnen worden gedetermineerd.

Er is zoveel mogelijk getracht alleen organismen die tot op soortniveau te determineren zijn in de ecologische soortengroepen te vermelden. In sommige gevallen (vooral Diptera) zijn aggregaten of groepen opgenomen omdat de literatuur verdere determinatie vaak niet toelaat. Deze organismen zijn alleen toegedeeld als het voorkomen van de soorten die in een aggregaat zijn ondergebracht zich tot een klein aantal ecotooptypen beperkt.

Voor de toedeling van macrofaunasoorten aan verschillende ecotooptypen is literatuur gebruikt waarin soortenlijsten en gegevens over de waarde van de abiotische parameters zijn vermeld. Meestal is met de macrofauna een clusterbewerking uitgevoerd (b.v. TWINSPLAN, FLEXCLUS). Op basis van de gemiddelde waarden van de abiotische parameters zijn verschillende macro-

faunaclusters tot ecotootypen herleid. Hierbij is ook aanvullende informatie over de omgeving van belang. In sommige gevallen is voor extra informatie over de toewijzing van een cluster aan een ecotootype de auteur benaderd.

Nadat een cluster aan een ecotootype is toegedeeld, worden de bij de clusters behorende soortenlijsten geanalyseerd. Soorten die binnen de datasets voornamelijk in één cluster worden aangetroffen, worden als kenmerkend voor het corresponderende ecotootype beschouwd. Soorten waarvan het voorkomen beperkt is tot een klein aantal clusters, worden als differentiërend aangemerkt. Soorten die in een groot aantal clusters worden aangetroffen, zijn indifferent genoemd.

Van elke soort is per ecotootype de abundantie aangegeven waarin de soort in het ecotootype verwacht kan worden (type-abundantie). Dit is de gemiddelde abundantie uit een aantal opnamen. Afhankelijk van de grootte van een monster wordt een correctie voor een standaardmonster toegepast. Alle monsters worden hierbij omgerekend naar een standaardmonster van 1,5 m², wat overeenkomt met ongeveer 5 m monster met een standaardmacrofaunanet van 30 cm diameter (Beltman & Rietveld 1981). Deze gemiddelde waarden worden vervolgens getransformeerd met behulp van een ¹⁰log-schaal (tabel 5.1).

Tabel 5.1: Gemiddelde abundantie en aanduiding van de abundantieklasse.

gemiddelde abundantie (aantal individuen)	abundantieklasse
< 10	weinig abundant
10 - 100	abundant
> 100	zeer abundant

Op basis van gegevens over kenmerkendheid en abundantie van gevonden soorten is van elk ecotootype de ecologische soortengroep samengesteld. Daarbij worden aan de soorten op basis van kenmerkendheid en abundantie per ecotootype een code gekoppeld (tabel 5.2)

Wanneer een auteur geen gegevens vermeldt over de abundanties van soorten maar wel uitspraken doet over de mate waarin soorten karakteristiek zijn, is gekozen voor 'abundant' (2, 5 of 8). In het geval dat een auteur wel gegevens vermeldt over de abundantie van soorten in een ecotootype maar niet over de mate waarin soorten karakteristiek zijn voor een ecotootype, is gekozen voor 'karakteristiek' (4, 5 of 6). Deze benadering is toegepast op datasets waarop geen clusterbewerking is toegepast.

Alle gegevens over het voorkomen van soorten, kenmerkendheid voor ecotootypen en verwachte abundanties zoals die uit diverse literatuurbronnen (minimaal twee per ecotootype) naar voren komen, zijn gecombineerd tot één lijst per ecotootype, de ecologische soortengroep.

Literatuur die voor het opstellen van de ecologische soortengroepen is gebruikt betreft meestal studies op regionaal schaalniveau. Dit onderzoek richt zich echter op nationaal schaalniveau. Daarom is onderzocht of bij de vertaling van regionale gegevens naar het nationaal schaalniveau de type-abundantie en kenmerkendheid de indicatieve waarde van een soort nog optimaal onderschrijft. Hiertoe zijn specialisten op het gebied van bepaalde soortengroepen (J.G.M. Cuppen: Coleoptera; L.W.G. Higler: Trichoptera, Hirundinea, Heteroptera; P.F.M. Verdonschot: Oligochaeta) gevraagd de indeling in ecologische soortengroepen waar nodig te corrigeren en aan te

vullen.

Tabel 5.2: Matrix met klassen voor de combinaties van kenmerkendheid en verwachte abundantie van een soort in een ecotooptype. Toelichting:

1: soort is niet karakteristiek voor het ecotooptype en komt er in lage aantallen voor;

9: soort is zeer karakteristiek voor het ecotooptype en komt er in hoge aantallen voor.

	TYPE-ABUNDANTIE		
	weinig abundant	abundant	zeer abundant
KENMERKENDHEID			
niet karakteristiek (indifferent)	1	2	3
karakteristiek (differentiërend)	4	5	6
zeer karakteristiek (kenmerkend)	7	8	9

5.4 Kanttekeningen bij de indeling van macrofaunasoorten

Bij de indeling van de macrofauna zijn twee sporen gevolgd. Enerzijds werden biologische gegevens van groepen wateren (clusters) aan aquatische ecotooptypen gekoppeld op grond van het voorkomen van bepaalde combinaties van abiotische randvoorwaarden. Anderzijds werden soorten stuk voor stuk in het stelsel van typen geprojecteerd met hulp van experts op het gebied van bepaalde taxonomische groepen. Beide benaderingswijzen leverden niet dezelfde resultaten op.

Toewijzen van clusters aan aquatische ecotooptypen.

Het toewijzen van een cluster (groep van wateren die op basis van abiotische en biotische factoren een bepaalde mate van overeenkomst vertonen) is dikwijls niet eenvoudig. Vaak is onduidelijk in hoeverre beïnvloede wateren deel uitmaken van een cluster, wat in wezen bepaalt in hoeverre de groep van soorten die aan het cluster is gekoppeld de mate van oorspronkelijkheid van de wateren in het cluster weergeeft. Veel clusters zijn in dit opzicht tamelijk heterogeen. De ranges van de gemeten abiotische waarden in de wateren binnen een cluster stemmen daardoor vaak niet overeen met de ranges zoals die tevoren zijn vastgesteld. In een aantal gevallen is de auteur van een werk waarin moeilijk plaatsbare clusters voorkomen, benaderd om uitsluitsel te geven.

Ten aanzien van een aantal van de vooraf geformuleerde typen blijkt in de praktijk dat geen of nauwelijks wateren zijn beschreven c.q. bestaan die nog aan de eis van 'zo min mogelijk door de mens beïnvloed' voldoen. Hier zal moeten worden volstaan met de beschrijving van een zo oorspronkelijk mogelijke, maar beïnvloede vorm. Met name de grotere stromende wateren (F77 t/m F88, Q88), die al sinds mensenheugenis zijn benut als afvoergoten, lijden aan dit euvel. In wezen kan dezelfde opmerking worden gemaakt ten aanzien van alle, voor een ander doel dan de ontwikkeling van natuur, gegraven wateren. Deze laatste groep vormt een zeer groot aandeel van de wateren in Nederland.

Een ander bezwaar van deze werkwijze is dat clusters uit verschillende

werken niet op hetzelfde schaalniveau zijn ontstaan. Verdonschot (1990a/b) onderzocht een breed scala aan aquatische levensgemeenschapstypen terwijl andere auteurs zich beperkten tot enkele typen (kleine wateren (Smit 1990); zure wateren (Buskens 1983, Leuven 1988); temporaire wateren (Cuppen & Visser 1983)). Het criterium op basis waarvan soorten voor bepaalde aquatische ecotooptypen al of niet kenmerkend of differentiërend worden genoemd heeft bij de behandeling van de verschillende datasets daarom een schaalafhankelijke uitwerking. Veel soorten worden hierdoor op basis van gegevens uit kleinere sets kenmerkend voor een bepaald type genoemd terwijl dat uit de grotere sets niet duidelijk naar voren komt. De soort komt wel degelijk ook in andere typen voor. Deze typen bleken in de kleinere datasets echter niet te zijn vertegenwoordigd.

Het combineren van twee of meer clusters tot een ecologische groep voor een aquatisch ecotooptype kan eveneens moeilijkheden opleveren. Voor een bepaalde soort kunnen vanuit verschillende datasets zeer verschillende noteringen naar voren komen die enerzijds bovengenoemde schaalafhankelijkheid vertonen, en anderzijds ook kunnen voortkomen uit regionale verschillen in het voorkomen van de soort. Bij het formuleren van een definitieve notering die een soort 'landelijk algemene geldigheid' dient te hebben is meest afgegaan op de waarde die in de grootste dataset (Verdonschot; zoete wateren) werd genoteerd. Veel ecologische groepen zullen hierdoor een Overijssels tintje hebben meegekregen. Met betrekking tot de brakke wateren is een duidelijk verschil merkbaar tussen data uit Zuid-Holland (Smit) en uit Zeeland (Krebs). Zeeland kent i.h.a. veel zoutere wateren dan Zuid-Holland. De wateren in Zuid-Holland zijn abiotisch echter beter gedocumenteerd. Op basis hiervan kon onderscheid worden gemaakt tussen kleinere en grotere licht brakke wateren (LM68 en LM78) hetgeen op basis van de data uit Zeeland niet mogelijk is (LM08).

De gegevens van Van der Hammen over de wateren in Noord-Holland zijn helaas ongebruikt gebleven. De toegepaste methode, waarbij per hydrobiologisch district wateren werden geclusterd, maakt het zeer moeilijk een overzicht te verkrijgen omtrent de verspreiding van aquatische ecotooptypen in de hele provincie. In verschillende districten kunnen immers zeer gemakkelijk overeenkomstige typen voorkomen. Het bleek te veel tijd te vergen de data uit dit rapport tot een in het huidige kader acceptabele vorm om te zetten.

Toewijzen van individuele soorten aan het stelsel van typen.

Het toewijzen van individuele soorten werd uitgevoerd om noteringen die uit de bovenstaande benadering voortvloeiden te controleren en eventueel aan te vullen. Een moeilijkheid hierbij is dat de indeling in aquatische ecotooptypen vaak niet geheel 'past' binnen de indeling die de diverse taxonomische specialisten plegen te hanteren.

Het weergeven van een abundantie-indicatie (op basis van een standaard netmonster) blijkt eveneens vaak lastig omdat specialisten andere vangstechnieken gebruiken (b.v. het gebruik van een z.g. appelmoeszeef bij het vangen van kevers). Door het vaak kleinere monstervlak zou men de abundantie-indicatie moeten verhogen, maar de veel specifiekere techniek van bemonsteren, waardoor relatief meer individuen binnen een zelfde bemonsteringsvlak worden gevangen, maakt verschillende bemonsteringstechnieken onvergelijkbaar.

Tevens blijken zich in de 'ruwe' gegevens die met het toewijzen van clusters aan typen worden ingevoerd vrij veel 'dwaalgasten' te manifesteren. Het zijn vooral opnamen van vliegende soorten (m.n. Coleoptera en Heteroptera) die zich min of meer bij toeval in een cluster voordoen terwijl het aquatisch ecotooptype waartoe het cluster werd gerekend door

een expert niet direct tot de typen wordt gerekend waar de soort zich, met succes, zou kunnen voortplanten. Veel van deze toevalstreffers zijn geschrapt. Daar de controle door specialisten slechts voor enkele taxonomische groepen is uitgevoerd, is het denkbaar dat bij andere taxonomische groepen nog veel dwaalgasten in de ecologische groepen zijn vertegenwoordigd.

Een mogelijke oorzaak van het voorkomen van dwaalgasten kan liggen in de verkeerde toewijzing van een cluster aan een aquatisch ecotooptype. Dit vormt echter de voornaamste beweegreden om een controle door taxonomische experts te laten uitvoeren.

Een belangrijk voordeel van het raadplegen van experts is het verwerven van gegevens over soorten die m.b.t. het formuleren van 'oorspronkelijk' getinte referentietoestanden belangrijk zijn. Soorten die voorheen algemeen waren, maar heden ten dage nog maar zelden worden gevonden, kunnen aan de soortenlijst worden toegevoegd. Met name de ecologische groepen van typen waarvan nu alleen sterk beïnvloede afgeleiden te vinden zijn (b.v. grote rivieren) komt dit ten goede.

Anders ligt het met soorten die in het algemeen het predikaat zeldzaam met zich meedragen en soorten waarvan betwijfeld wordt of ze, hoewel genoteerd, ooit in Nederland zijn gevonden. Deze werden, behalve wanneer duidelijk is in welk(e) type(n) een soort wordt gevonden, niet opgenomen. Het opnemen van zeldzame en niet (meer) voorkomende soorten maakt voor de verwerking van opnamegegevens m.b.v. de ontwikkelde programmatuur (FAUNATYP) niets uit. Een soort die niet voorkomt, scoort immers niet.

Bovenstaande benadering is een soortbenadering, en richt zich minder op het gezamenlijk voorkomen van soorten (uit verschillende taxonomische groepen). Deze soortbenadering levert voor vele soorten een tamelijk grote revisie van het voorkomen van de soort zoals die uit de gemeenschapsbenadering voortkomt. Pieken voortkomend uit een hogere mate van kenmerkendheid blijken vanuit beide benaderingen soms niet geheel bij dezelfde typen te liggen. Ook hier speelt een zekere schaalafhankelijkheid een rol. De meeste experts hebben een landelijk beeld van het voorkomen van soorten, terwijl uit de datasets in de eerste benadering hooguit een regionaal beeld ontstaat (of een combinatie van enkele regionale beelden). Slechts in enkele gevallen zijn in de datasets de wateren in een type op landelijk niveau goed vertegenwoordigd.

Een en ander pleit ervoor het voorkomen van soorten in ecologische groepen alsnog te verifiëren aan de hand van een dataset van monsters verdeeld over het hele land en over alle aquatische ecotooptypen. Een dergelijke set kan worden samengesteld door reeds genomen monsters uit verschillende datasets te combineren, en waar nodig aan te vullen met nog te nemen monsters uit typen wateren die in het overige deel minder goed vertegenwoordigd zijn.

5.5 Beschrijving van de ecotooptypen aan de hand van ecologische soorten-groepen

In bijlage 5.1 wordt per aquatisch ecotooptype een omschrijving van dat type gegeven en een opsomming van de bijbehorende karakteristieke soorten. Met karakteristieke soorten worden soorten bedoeld met een smalle ecologische amplitudo voor de verschillende indelingskenmerken bedoeld. Ze worden in weinig ecotooptypen aangetroffen en kunnen als kenmerkend voor bepaalde abiotische omstandigheden worden beschouwd.

In bijlage 5.2 wordt per soort vermeld in welk ecotooptype deze soort aangetroffen kan worden. Soorten waar weinig ecotooptypen achter vermeld

staan hebben een smalle ecologische amplitudo en zijn karakteristiek voor de betrokken ecotootypen.

De hier gepresenteerde indeling van soorten in ecologische soortengroepen moet worden gezien als een voorlopige indeling. Doordat gebruik is gemaakt van zeer diverse bronnen is te verwachten dat de indeling nog tal van inconsistenties en onvolledigheden bevat. Binnen de terrestrische ecotopenindeling heeft een toetsing van de soortengroepen op interne consistentie plaatsgevonden, waarbij is nagegaan in hoeverre soorten die bij een zelfde soortengroep zijn ingedeeld ook inderdaad in dezelfde milieus worden aangetroffen. Een soortgelijke toetsing op interne consistentie zou ook bij de indeling van soorten in aquatische soortengroepen moeten plaatsvinden.

6 TOEDELING VAN OPNAMEN AAN ECOTOOPTYPEN

J. Runhaar, C.F.M. de Bok, B.P.M. Specken en W.F. van der Hoek

6.1 Inleiding

De toedeling van opnamen aan aquatische ecotooptypen kan geautomatiseerd plaatsvinden. Hiertoe zijn twee computerprogramma's (AQUATYP en FAUNATYP) met bijbehorende ondersteunende programmatuur ontwikkeld. In eerste instantie is uitgegaan van een aangepaste versie van ECOTYP, het reeds bestaande programma van het CML-ecotopensysteem voor de terrestrische vegetatie (Stevens et al. 1987). Dit programma, AQUATYP, bleek echter niet goed bruikbaar bij de toedeling van macrofauna aan ecotooptypen. De wijze waarop het RIN macrofaunasoorten heeft toegedeeld aan ecologische soortengroepen wijkt namelijk af van de wijze waarop het CML planten aan ecologische soortengroepen toedeelt. Voor de macrofauna is per ecotooptype aangegeven hoe karakteristiek een soort voor het ecotooptype is en wat de verwachte abundantie is (hoofdstuk 5). In AQUATYP kan met deze informatie onvoldoende rekening worden gehouden omdat het programma niet werkt per ecotooptype maar per kenmerk (zie volgende paragraaf). Daarom is voor de toedeling van opnamen met macrofauna een ander computerprogramma ontwikkeld: FAUNATYP. Dit programma deelt een opname niet toe per indelingskenmerk zoals het programma AQUATYP, maar deelt direct aan een ecotooptype toe. Dit betekent dat er twee programma's voor de toedeling van aquatische ecosystemen aan ecotooptypen worden gebruikt. AQUATYP wordt gebruikt voor de macrofyten en de macrofauna (waarbij in het laatste geval alleen rekening wordt gehouden met de presentie van de macrofauna). FAUNATYP wordt gebruikt voor de macrofauna (waarbij rekening wordt gehouden met de abundantie van soorten).

In 6.2 wordt de werking van AQUATYP uitgelegd en in 6.3 wordt FAUNATYP besproken. De volledige documentatie van beide programma's is op het CML in te zien. Omdat met twee verschillende computerprogramma's wordt gewerkt is het de vraag in hoeverre de resultaten van de toedeling met de verschillende programma's met elkaar overeenkomen en hoe met verschillende resultaten moet worden omgegaan. In 6.4 en 6.5 wordt op deze vragen ingegaan. Daarbij wordt gebruik gemaakt van opnamenmateriaal afkomstig uit het onderzoek van Van den Brink (1990).

6.2 Toedeling van opnamen met AQUATYP

AQUATYP maakt gebruik van de indeling in ecologische soortengroepen om uit de soortensamenstelling van de vegetatie in een opname het ecotooptype te kunnen bepalen. Het principe dat bij AQUATYP voor de toedeling van een opname aan een ecotooptype wordt gehanteerd is als volgt:

- 1) per kenmerkklasse wordt bepaald welke soorten op grond van hun indeling in ecologische soortengroepen kunnen voorkomen in een klasse;
- 2) per indelingskenmerk wordt op grond van de abundantie van soorten per kenmerkklasse bepaald welke kenmerkklasse het meest waarschijnlijk is;
- 3) uit de combinatie van de meest waarschijnlijke kenmerkclassen volgt het ecotooptype.

Om de toedeling met AQUATYP goed en overzichtelijk te laten verlopen zijn hulpprogramma's nodig. Er zijn bijvoorbeeld programma's die de verschillend weergegeven basisgegevens omzetten naar gestandaardiseerde gegevens. In bijlage 6.1 wordt een beknopt overzicht gegeven van de

bestanden, programma's en hulpprogramma's waar AQUATYP mee werkt.

In onderstaand voorbeeld wordt de toedeling van een opname aan een ecotoop-type met behulp van AQUATYP uitgewerkt. De opname in dit voorbeeld is afkomstig van een kleiput bij Gendt (opname 8 uit: Van den Brink 1990). In bijlage 6.3 is het volledige resultaat van de toedeling van deze opname te vinden.

De naam van de plant en de abundantie in de opname worden in een tabel (tabel 6.1) geplaatst. Omdat niet alle databestanden met dezelfde abundantiecodes werken moeten deze codes worden gestandaardiseerd. Hiertoe wordt de in de opname gehanteerde code omgezet naar een relatieve abundantieschaal (bedekkingspromillage, Bed 0/00). Op deze bedekkingspromillages wordt een weging toegepast omdat soorten met een hoge abundantie anders een te dominante invloed hebben op de toedeling. De weegwaarde kan op verschillende manieren worden ingesteld:

- 1) bedekking telt niet mee, alleen presentie;
- 2) het bedekkingspercentage is de weegwaarde (lineair);
- 3) als 2) maar 100% bedekking telt 10 maal zo zwaar als 0,1%;
- 4) als 2) maar 100% bedekking telt 3 maal zo zwaar als 0,1%;
- 5) de bedekking is een logaritmische correctie waarbij 100% bedekking 10 maal zo zwaar telt als 0,1% bedekking.

Weging 5) is uit de toetsing van ECOTYP als best bruikbare weging naar voren gekomen. Overigens zijn de verschillen in toedelingsresultaten bij gebruikmaking van verschillende weegwaarden gering. Toedeling met weegwaarde 1 (alle bedekkingen even zwaar) in plaats van weegwaarde 5 blijkt in slechts 10% van de gevallen tot een andere toedeling te leiden. Weegwaarde 5 is de standaardweging van ECOTYP en wordt in eerst instantie ook binnen AQUATYP als standaardweging gehanteerd.

Tabel 6.1: De belangrijkste basisgegevens voor de toedeling van een vegetatie-opname aan een aquatisch ecotoop-type. SRTNR = nummer waaronder de soort in het basisbestand is terug te vinden; Abkd = abundantiecode die door de onderzoekers is gehanteerd. Bed 0/00 = gestandaardiseerde omrekening van de Abkd naar promillages. Weegwrd = gewogen Bed 0/00; met deze waarden wordt in AQUATYP verder gerekend.

SRTNR	Soort	Abkd	Bed 0/00	Weegwrd	Ecologische groepen
3692	ALISMA PLANTAGO-AQUATICA	1	20	88	M68
3695	BUTOMUS UMBELLATUS	2	130	140	M67 M68
3818	CAREX ACUTA	2	130	140	
3835	ELEOCHARIS PALUSTRIS SSP. PALUSTRIS	1	20	88	
3836	EQUISETUM FLUVIATILE	1	20	88	
3839	GLYCERIA MAXIMA	2	130	140	
3841	IRIS PSEUDACORUS	1	20	88	
3717	LEMNA MINOR	1	20	88	M98
3718	LEMNA TRISULCA	1	20	88	M98
3846	MENTHA AQUATICA	3	500	179	
3728	NUPHAR LUTEA	2	130	140	F98 M48 M58 M98
3732	POLYGONUM AMPHIBIUM	2	130	140	M37 M38 M97 M98
3742	POTAMOGETON LUCENS	2	130	140	F98 M48 M97 M98
3751	POTAMOGETON PUSILLUS	2	130	140	M48 M68 M68
3755	RANUNCULUS AQUATILIS	1	20	88	F97 F98 M37 M38 M97 M98 M98
3856	RORIPPA AMPHIBIA	1	20	88	
3764	SAGITTARIA SAGITTIFOLIA	3	500	179	M97 M98
3859	SCIRPUS LACUSTRIS SSP. LACUSTR	2	130	140	
3863	SPARGANIUM ERECTUM SSP. ERECTUM	2	130	140	
3866	TYPHA ANGUSTIFOLIA	2	130	140	

Toetsing moet echter uitwijzen of deze veronderstelling gerechtvaardigd is. In tabel 6.1 wordt, bij de soorten die in dit onderzoek tot de macrofyten worden gerekend, vermeld in welke ecologische soortengroepen ze voorkomen. Soorten waarbij geen ecologische soortengroepen zijn vermeld spelen geen rol bij de toedeling van de opname aan een aquatisch ecotootype. Het betreft meestal verlandingssoorten.

Per indelingskenmerk en per kenmerkklasse worden de gewogen abundanties van soorten die bij een bepaalde kenmerkklasse thuishoren bij elkaar opgeteld. Een soort kan bij meer ecologische soortengroepen horen en dus aan meer klassen van een indelingskenmerk zijn toegedeeld. In dat geval wordt de abundantie doorberekend naar alle klassen waarin de soort kan voorkomen. Uit een onderlinge vergelijking van de gesommeerde abundanties per kenmerkklasse kan nu per kenmerk worden bepaald welke kenmerkklasse het meest waarschijnlijk is. Aan de hand van de tabellen 6.2a en 6.2b kan dit worden toegelicht voor het indelingskenmerk saliniteit.

In tabel 6.2a staat voor elke kenmerkklasse en voor elke combinatie van kenmerkclassen de totale gewogen abundantie vermeld. Dit is een sommatie van de gewogen abundanties van de soorten die in de vermelde saliniteitsklassen voorkomen. In dit voorbeeld zijn er slechts twee soorten (mede) ingedeeld bij licht brak, te weten *Potamogeton pusillus* en *Ranunculus aquatilis*. Samen hebben ze een gewogen abundantie van 228. Alle soorten zijn (mede) ingedeeld bij zoet, hetgeen betekent dat de gewogen abundantie van alle 'zoete' soorten in dit geval overeenkomt met de totale gewogen abundantie van alle soorten in de opnamen die zijn ingedeeld in soorten-groepen (1231).

Tabel 6.2a: Matrix van de totale abundantie van de (combinaties van) klassen van het indelingskenmerk saliniteit. Onder tga (=totale gewogen abundantie) staat de totale gewogen abundantie vermeld van de soorten die in de (groep van) klasse(n) kunnen voorkomen. Erachter staat vermeld hoe dit getal tot stand is gekomen (zie tabel 6.1).

SALINITEIT	tga	berekening
1 zoet	1231	$(4 \times 88) + (5 \times 140) + (1 \times 179)$
2 zoet/licht brak	1231	$(4 \times 88) + (5 \times 140) + (1 \times 179)$
3 licht brak	228	$(1 \times 88) + (1 \times 140)$
4 zoet/licht brak/matig brak	1231	$(4 \times 88) + (5 \times 140) + (1 \times 179)$
5 licht brak/matig brak	228	$(1 \times 88) + (1 \times 140)$
6 matig brak	0	
7 zoet/licht brak/matig brak/sterk brak	1231	$(4 \times 88) + (5 \times 140) + (1 \times 179)$
8 licht brak/matig brak/sterk brak	228	$(1 \times 88) + (1 \times 140)$
9 matig brak/sterk brak	0	
10 sterk brak	0	
11 zoet/licht brak/matig brak/sterk brak/zout	1231	$(4 \times 88) + (5 \times 140) + (1 \times 179)$
12 licht brak/matig brak/sterk brak/zout	228	$(1 \times 88) + (1 \times 140)$
13 matig brak/sterk brak/zout	0	
14 sterk brak/zout	0	
15 zout	0	

De totale gewogen abundanties van de (groepen van) klassen uit tabel 6.2a worden vervolgens met elkaar vergeleken. De opname wordt toegedeeld aan 'zoet' als de totale gewogen abundantie van de klasse 'zoet' (nr 1 in tabel 6.2a) hoger is dan de totale gewogen abundantie van de overige klassen samen (nr 12 in tabel 6.2a, 'licht brak tot zout'):

Tabel 6.2b: Vergelijking van de totale gewogen abundantie van de klasse 'zoet' met die van de overige klassen.

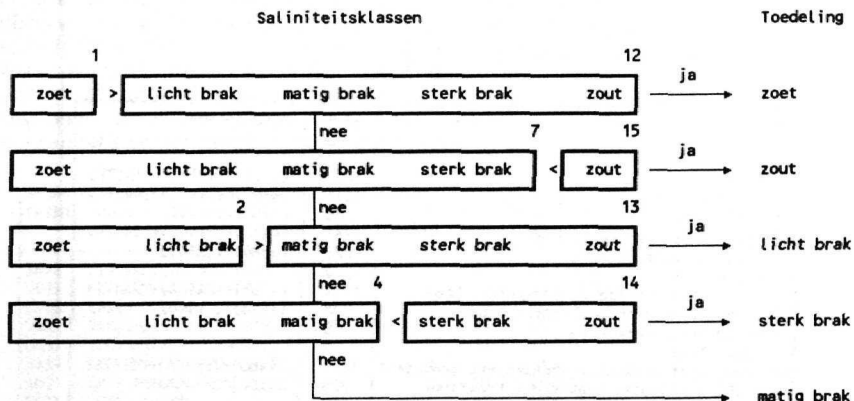
zoet	licht brak	matig brak	sterk brak	zout
1231	228			

Uit de tabel volgt dat de opname uit dit voorbeeld aan de klasse 'zoet' wordt toegedeeld.

Indien de totale gewogen abundantie van 'zoet' niet groter was dan die van de andere klassen dan had de opname niet aan 'zoet' toegedeeld kunnen worden. In dat geval had er een volgende vergelijking plaats moeten vinden. Als volgende stap zou dan de totale gewogen abundantie van de klasse 'zout' vergeleken worden met die van de overige klassen. Wanneer dit niet leidt tot een toedeling aan 'zout' wordt vervolgens de abundantie van de soorten die in licht brak of zoet water voorkomen vergeleken met die van de soorten die in matig brak, sterk brak of zout water voorkomen etc.

In tabel 6.3 staat aangegeven in welke volgorde de afweging plaatsvindt en tot welke toedeling de afweging kan leiden.

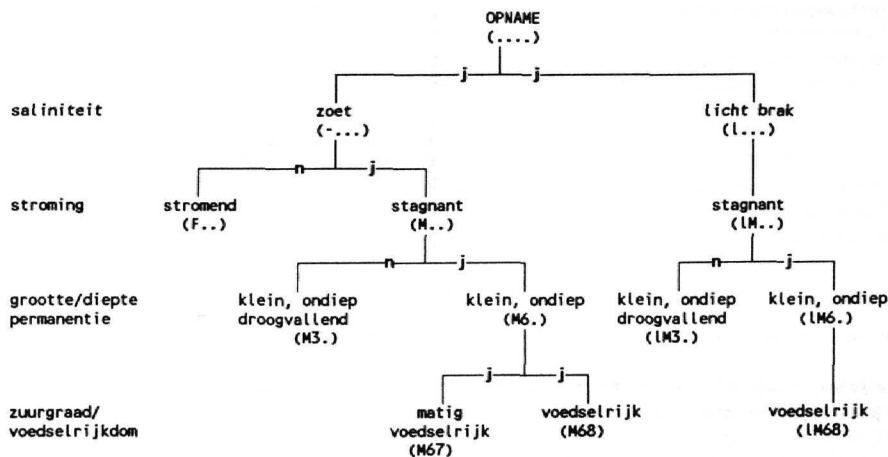
Tabel 6.3: Volgorde van afwegingen tussen de (combinaties van) kenmerk-
klassen bij de bepaling van de saliniteit. Telkens wordt de gewogen
abundantie van één kenmerkklasse of groep van kenmerkclasses vergeleken met
de gewogen abundantie van de combinatie van overige kenmerkclasses. De
getallen rechtsboven de combinaties van kenmerkclasses verwijzen naar de
overeenkomstige nummers in tabel 6.2a



Na de toedeling van de opname aan een klasse van het indelingskenmerk saliniteit wordt de opname voor de overige indelingskenmerken toegedeeld. Als de opname voor elk indelingskenmerk aan een klasse is toegedeeld is het ecotootype bekend. De opname uit het voorbeeld wordt dan toegedeeld aan ecotootype M68 (zoet, stagnerend, klein, ondiep, niet droogvallend, niet zuur, voedselrijk water).

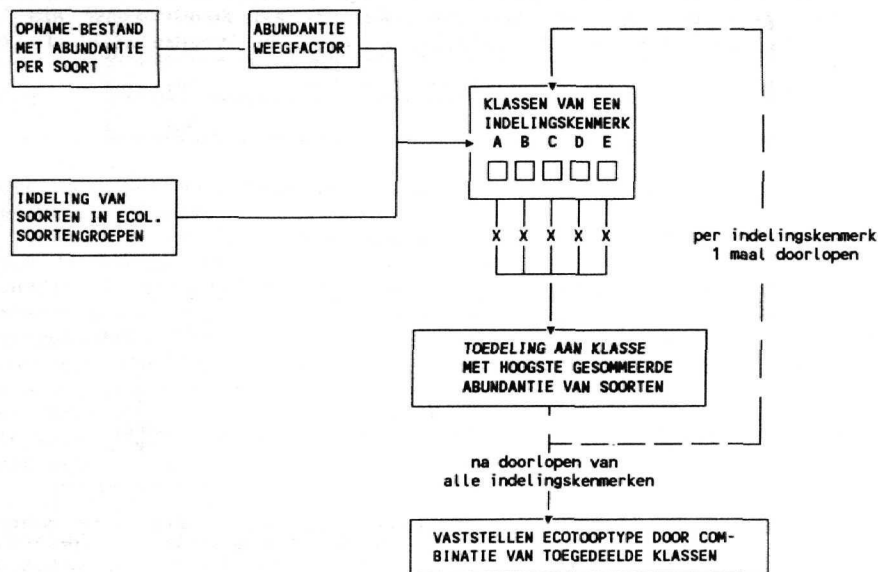
Soms zijn de verschillen tussen de gewogen abundanties van (combinaties van) klassen erg klein. Wanneer dit verschil minder dan 5% bedraagt wordt aan beide kenmerkklassen toegedeeld. Op deze manier is het mogelijk dat

meer ecotooptypen worden gemeld. In figuur 6.1 is als voorbeeld een beslissingsschema opgenomen van een opname die aan zowel 'zoet' als 'licht brak', en zowel aan 'matig voedselrijk' als aan 'voedselrijk' is toege-
deeld.



Figuur 6.1: Voorbeeld van de toedeling van een opname. Er is telkens een overzicht gegeven van de keuze uit de klassen die gemaakt kan worden. Hierbij betekent n dat de keuze niet op deze mogelijkheid valt en j dat voor deze mogelijkheid gekozen is.

In figuur 6.2 is de toedeling met behulp van AQUATYP nogmaals in schematische vorm samengevat.



Figuur 6.2: Schematische weergave van de toedeling van een opname aan een ecotooptype met behulp van AQUATYP.

In het voorgaande voorbeeld is gewerkt aan de hand van plantesoorten. In principe kan ook gebruik worden gemaakt van het voorkomen van macrofauna-soorten, zij het dat binnen AQUATYP als gevolg van de werkwijze per kenmerk geen rekening kan worden gehouden met de verwachte abundantie van soorten per ecotooptype en met de verschillen in kenmerkendheid tussen indifferente, karakteristieke en zeer karakteristieke soorten. Bij de toedeling van macrofaunamonsters wordt alleen rekening gehouden met de presentie van soorten, worden indifferente soorten buiten beschouwing gelaten, en worden karakteristieke en zeer karakteristieke soorten even zwaar gewogen.

6.3 Toedeling van opnamen met FAUNATYP

6.3.1 Waarom een nieuw toedelingsprogramma voor macrofauna?

Zoals aangegeven in hoofdstuk 5 is voor de indeling van macrofaunasoorten in ecologische soortengroepen een andere wijze van toedeling gehanteerd dan bij de indeling van macrofyten. Belangrijkste verschillen zijn dat onderscheid wordt gemaakt naar de mate van kenmerkendheid (indifferent, karakteristiek, zeer karakteristiek) en dat per ecotooptype wordt aangegeven wat de verwachte abundantie binnen het type is. Binnen het programma ECOTYP, dat werkt per kenmerkklasse en niet per ecotooptype, kan met deze informatie onvoldoende rekening worden gehouden. Vandaar dat is besloten een nieuw programma te ontwikkelen waarmee het wel mogelijk is rekening te houden met verschillen in kenmerkendheid en verwachte type-abundantie, te weten het programma FAUNATYP. In het volgende zal worden ingegaan op de werkwijze van FAUNATYP. In bijlage 6.2 wordt een beknopt overzicht gegeven van de bestanden, programma's en subroutines waar FAUNATYP mee werkt.

6.3.2 Werkwijze van FAUNATYP

Bij het toedelen van een opname wordt van elke soort bepaald in welk ecotooptype de soort kan voorkomen, of de soort karakteristiek is voor het ecotooptype en of de soort voorkomt in de verwachte abundantie (tabel 5.3). Kort samengevat worden hierbij de volgende stappen genomen:

- 1) van de soorten uit de opname wordt op grond van de indeling in ecologische soortengroepen bepaald in welke ecotooptypen ze voorkomen en wat hun verwachte abundantie is;
- 2) de verwachte abundantie binnen een ecotooptype wordt vergeleken met de werkelijke abundantie in de opname;
- 3) op grond van 2) vindt een weging van de soorten per ecotooptype plaats waarbij soorten die binnen het ecotooptype voorkomen in de verwachte abundantie hoger scoren dan soorten die in een andere abundantie voorkomen;
- 4) toedeling van de opname aan het ecotooptype met de hoogste score.

Hieronder volgt een voorbeeld van de werkwijze bij de toedeling van een opname aan ecotooptypen met FAUNATYP. De opname in dit voorbeeld is afkomstig van een kleiput bij Gendt (opname 8 uit: Van den Brink 1990). Het volledige resultaat van de toedeling van deze opname wordt in bijlage 6.4 gegeven.

Tabel 6.4: Basisgegevens voor de toedeling van een opname aan een aquatisch ecotooptype met behulp van FAUNATYP.

SRTNR = soortnummer, het nummer waaronder de soort in het basisbestand is terug te vinden. NAAM = naam van de organismen die in de opname aangetroffen zijn. Abkd = abundantiecode die door de onderzoekers is gehanteerd. Aantal = aantal individuen dat is aangetroffen (omrekening van de abundantiecode). Ecologische groepen = ecologische soortengroepen waarin de soort voorkomt en karakteristiek of zeer karakteristiek is, met vermelding van de type-abundantie. Soorten zonder vermelding zijn niet-karakteristiek.

SRTNR	NAAM	Ab kd	Aan tal	Ecologische groepen
870	DENDROCOELUM LACTEUM	1	1	M67:5 M68:5
1017	DUGESIA POLYCHROA	6	50	
1167	ERPOBDELLA OCTOCULATA	4	13	F67:5 M68:5
1169	ERPOBDELLA TESTACEA	3	6	M67:5 M68:5
1298	GLOSSIPHONIA HETEROCLITA	6	50	M67:8 M77:8
1455	HELOBDELLA STAGNALIS	5	25	M67:5
1497	HEMICLEPSIS MARGINATA	2	2	M47:4 M48:4 M57:4 M68:4 M88:8
3351	THEROMYZON TESSULATUM	3	6	M68:7 M73:5 M88:8
1958	LIMNODRILUS CLAPAREDEIANUS	2	2	F67:4 F68:7 F78:4 M57:8 M88:8 M68:4 M78:4
3494	TUBIFICIDAE JUV WITH HAIR	1	1	
3495	TUBIFICIDAE JUV WITHOUT HAIR	5	25	
2017	LUMBRICULUS VARIEGATUS	2	2	F17:5 F37:5 M47:7 M67:5
19	ACROLOXUS LACUSTRIS	8	200	M67:8 M68:5 M77:5 M88:5
393	BITHYNIA LEACHI	9	400	M68:5 M78:5

Tabel 6.4 geeft een overzicht van een gedeelte van de opname. De macrofauna die in de opname aangetroffen wordt, wordt in een tabel opgenomen met vermelding van de abundantiecode (Abkd). Omdat niet in elk opnamebestand dezelfde abundantiecode wordt gehanteerd wordt de abundantiecode omgerekend naar het gemiddeld aantal individuen van die klasse (Aantal). Bij de soorten wordt ook vermeld in welke ecologische soortengroepen ze voorkomen en wat de type-abundantie (tabel 5.3) in het ecotooptype is. De vermelding

M67:5 achter Dendrocoelum lacteum betekent bijvoorbeeld dat de soort karakteristiek is voor ecotooptype M67 (zoet, stagnant, klein, ondiep, niet droogvallend, matig voedselrijk water) en er normaliter abundant (10-100 individuen) voorkomt. In het overzicht met de basisgegevens worden, om de lijst overzichtelijk te houden, alleen die ecotooptypen achter een soort vermeld waarin de soort karakteristiek of zeer karakteristiek is. De ecotooptypen waarin soorten niet-karakteristiek zijn, worden wel in de verdere berekeningen meegenomen.

Vervolgens vindt per ecotooptype een sommatie plaats. Hierbij wordt aangegeven hoeveel soorten er in de opname zijn aangetroffen die respectievelijk niet-karakteristiek, karakteristiek of zeer karakteristiek zijn en in hoeverre de abundantie van de soorten afwijkt van de verwachte abundantie. Tabel 6.5 geeft een gedeelte van dit overzicht. Een soort waarvan de verwachting 'zeer abundant' is en die abundant blijkt te zijn, wijkt 1 abundantieklasse af van de verwachting en wordt in de kenmerkendheidsklasse gescoord onder 1.

Tabel 6.5: Bepaling van de eindscore voor de toedeling met behulp van FAUNATYP; afw.ab. = aantal abundantieklassen dat een soort afwijkt van de verwachting; weegwrd = de weegwaarde, dit is de factor waarmee het aantal soorten wordt vermenigvuldigd.

ECOTOOP- TYPE	AANTAL SOORTEN PER KENMERKENDESKLASSE									EIND- SCORE	
		niet karakt			karakt			zeer karakt			
	afw. ab.	2	1	0	2	1	0	2	1		0
	weegwrd	1	1	1	1	2	3	4	5		6
M47		2	14	23	0	1	3	0	0	4	74
M48		1	14	24	0	0	2	0	2	1	61
M57		0	9	19	0	0	1	1	1	0	40
M58		2	13	25	1	0	2	0	0	2	59
M61		0	6	7	0	0	0	0	0	0	13
M62		3	10	10	0	3	1	0	1	3	55
M63		1	13	6	0	2	0	0	0	0	24
M67		1	13	13	0	6	5	0	8	3	112
M68		1	13	14	0	12	6	0	3	3	103
M77		0	19	17	0	3	3	0	1	1	62
M78		0	20	18	0	2	3	0	0	0	51
M87		1	25	13	0	3	1	0	4	1	74
M88		1	26	13	0	2	2	0	3	0	65
LM38		0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
LM68		6	21	19	0	2	3	0	0	0	59

Op grond van het aantal soorten binnen een ecotooptype in een kenmerkendheidsklasse wordt de eindscore per ecotooptype bepaald. Hierbij wordt er van uitgegaan dat:

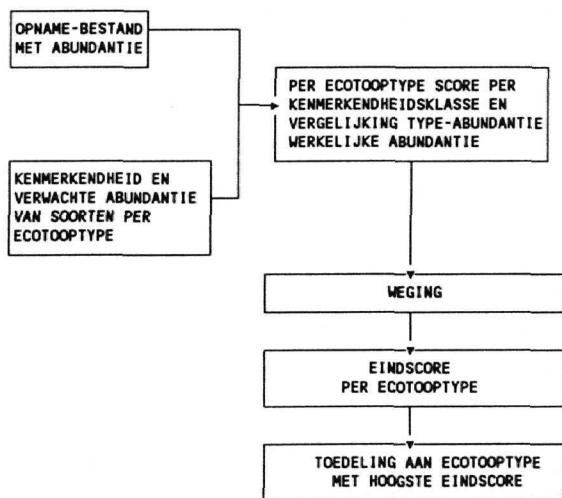
- 1) zeer karakteristieke soorten meer gewicht in de schaal brengen dan niet-karakteristieke soorten. De presentie van een karakteristieke soort in een opname geeft meer zekerheid over het ecotooptype waartoe de opname behoort dan de aanwezigheid van een niet-karakteristieke soort.
- 2) een abundantie die aan de verwachting voldoet meer weegt dan een abundantie die dat niet doet. Als de abundantie van een soort in een opname aan de verwachting van die soort in een ecotooptype voldoet, komen de abiotische waarden van de opname waarschijnlijk overeen met die van het ecotooptype. Wijkt de abundantie af van de verwachting, dan zijn de omstandigheden voor de soort waarschijnlijk niet optimaal.

Om deze twee principes tot uiting te kunnen laten komen vindt een weging van de aantallen per abundantieklasse plaats (tabel 6.5, weegwrd). De weegwaarde kan in FAUNATYP ingesteld worden.

Een opname wordt toegedeeld aan het ecotooptype met de hoogste eindscore. In dit voorbeeld is dat ecotooptype M67 (zoet, stagnant, klein, ondiep, niet droogvallend, niet zuur, matig voedselrijk water). Omdat het verschil tussen de eindscore van ecotooptype M67 en M68 te klein is om eenduidig aan een ecotooptype toe te kunnen delen wordt deze opname aan ecotooptype M67 en M68 toegedeeld.

Het verschil dat er tussen de eindscores van de verschillende ecotooptypen moet zijn om tot een eenduidige toedeling te kunnen komen is in het programma in te stellen. Bij deze toedeling is een minimaal verschil van 10% gehanteerd. Bij deze instelling is het gemiddelde aantal meldingen van ecotooptypen gelijk aan dat in de uitvoer van AQUATYP-macrofauna.

In figuur 6.3 is de toedeling van een opname aan een ecotooptype, met behulp van FAUNATYP, schematisch weergegeven.



Figuur 6.3: Schematische weergave van de toedeling van een opname aan een ecotooptype met behulp van FAUNATYP.

6.4 Verschillen in de mogelijkheden van AQUATYP en FAUNATYP

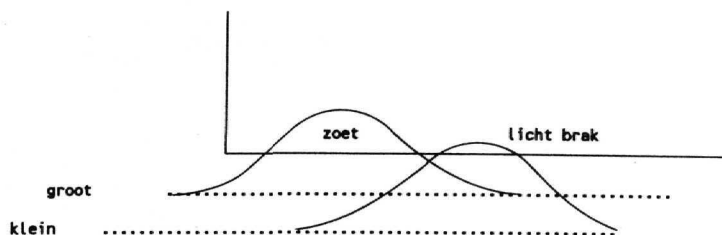
Uit de twee voorgaande paragrafen blijkt dat zowel AQUATYP als FAUNATYP bedoeld zijn om opnamen uit het veld geautomatiseerd aan ecotooptypen toe te kunnen delen. Beide programma's delen een opname na doorlopen van het programma toe aan het ecotooptype dat het hoogst scoort ('meeste stemmen gelden'). De wijze waarop de score per ecotooptype wordt berekend, is in beide programma's verschillend.

AQUATYP deelt een opname per indelingskenmerk aan een kenmerkklassie toe. Voor elk indelingskenmerk wordt nagegaan welke klasse het hoogst scoort. Bij FAUNATYP wordt direct nagegaan welk ecotooptype het hoogst scoort. In tabel 6.6 zijn de verschillen tussen AQUATYP en FAUNATYP naast elkaar gezet.

Tabel 6.6: Verschillen tussen AQUATYP en FAUNATYP.

AQUATYP	FAUNATYP
<ul style="list-style-type: none"> ▶ toedeling per indelingskenmerk ▶ gaat uit van onderlinge onafhankelijkheid van de indelingskenmerken ▶ gaat uit van kenmerkendheid van soorten voor indelingskenmerken ▶ gebruikt abundantie van soorten als weegwaarde 	<ul style="list-style-type: none"> ▶ toedeling per ecotooptype ▶ houdt rekening met onderlinge afhankelijkheid van indelingskenmerken ▶ gaat uit van kenmerkendheid van soorten voor ecotooptypen ▶ gebruikt mate kenmerkendheid en het verschil tussen verwachte abundantie en gevonden abundantie als weegwaarde

Het belangrijkste verschil is dat AQUATYP per indelingskenmerk werkt, en niet zoals FAUNATYP per ecotooptype. In AQUATYP wordt impliciet uitgegaan van de veronderstelling dat de indelingskenmerken onafhankelijk van elkaar op de soortensamenstelling inwerken. De preferentie van een soort voor factor a wordt niet beïnvloed door factor b. In figuur 6.4 is een situatie gegeven waar dit wel het geval is; de voorkeur voor een saliniteitsklasse blijkt in dit voorbeeld samen te gaan met de grootte van het water, waarbij de soort een optimum heeft in groot, zoet water en in klein, licht brak water.



Figuur 6.4: Voorbeeld van tweetoppigheid bij de presentie van soorten.

Binnen AQUATYP kan met deze afhankelijkheid van factoren geen rekening worden gehouden. Bij de indeling naar saliniteit wordt ervan uitgegaan dat de dimensie niet van invloed is op het onderscheid tussen 'zoet' en 'licht brak'. Daarmee gaat informatie verloren. Bij de vegetatie is dit informatieverlies zo klein dat deze vereenvoudiging nauwelijks van invloed is op de toedelingsresultaten¹.

FAUNATYP werkt per ecotooptype, en dus per combinatie van klassen van de indelingskenmerken. Bij de toedeling kan daarom wel rekening worden gehouden met de afhankelijkheid van soorten voor combinaties van factoren (de soort uit het voorbeeld van figuur 6.4 is indicierend voor zoet, groot en voor licht brak, klein). Het gevolg is wel dat FAUNATYP hogere eisen stelt aan de beschrijving van de ecotooptypen en aan de aard van het opnamemateriaal. Dit kan worden toegelicht aan de hand van het volgende voorbeeld. Stel dat een ecotoop wat betreft de waarde van de indelingskenmerken op de grens ligt van de ecotooptypen M67 (klein, ondiep, matig voedselrijk) en M68 (klein, ondiep, voedselrijk). Binnen AQUATYP wordt dan

¹ Bij het CML-ecotopensysteem voor de terrestrische vegetatie is voor de verwerking van streepijstgegevens een veel complexer programma ontwikkeld, IPITYP, dat wel rekening houdt met de onderlinge afhankelijkheid van factoren.

de keuze tussen 'matig voedselrijk' en 'voedselrijk' gebaseerd op de verhouding tussen alle soorten die zijn ingedeeld bij 'matig voedselrijk' en 'voedselrijk' ongeacht het feit dat een soort is ingedeeld bij 'klein' 'middelgroot' of 'groot', 'diep' of 'ondiep'. Omdat FAUNATYP uitgaat van de onderlinge afhankelijkheid van kenmerken, wordt bij de keuze tussen 'matig voedselrijk' en 'zeer voedselrijk' alleen gekeken naar soorten die zijn ingedeeld bij klein, ondiep (resp. M67 en M68). Dit betekent dat geen rekening wordt gehouden met informatie die mogelijk is af te leiden uit soorten die bij andere dimensies zijn ingedeeld. Met name bij opnamen die minder 'typisch' zijn (veel soorten met een brede amplitudo of een mengeling van soorten uit aanverwante ecotootypen) kan dit leiden tot een keuze die is gebaseerd op slechts een gering aantal soorten.

Een minder principieel verschil is de wijze waarop de kenmerkendheid en de abundantie worden gebruikt bij de toedeling (tabel 6.6). Dit verschil hangt samen met de manier waarop soorten zijn ingedeeld in ecologische soortengroepen (zie hoofdstuk 5).

6.5 Vergelijking tussen de toedelingsresultaten van AQUATYP en FAUNATYP

In de voorgaande paragraaf zijn een aantal verschillen tussen AQUATYP en FAUNATYP besproken. Om na te kunnen gaan welke verschillen in de praktijk optreden in de toedeling met de verschillende programma's zullen de resultaten van de toedelingen vergeleken moeten worden. Hiervoor zijn opnamen nodig die zowel gegevens over de macrofauna als de macrofyten bevatten. In deze paragraaf worden de resultaten van zo'n vergelijking besproken. Voor het uitvoeren van het vergelijkend onderzoek is gebruik gemaakt van gegevens van de Vakgroep Aquatische Oecologie en Biogeologie van de Katholieke Universiteit Nijmegen (Van den Brink 1990), verder het KUN-bestand genoemd. Het betreft gegevens over de stagnante wateren langs de grote rivieren in Nederland.

Voor de vergelijking van AQUATYP en FAUNATYP is het KUN-bestand drie keer toegedeeld, te weten:

- 1) met AQUATYP, voor de macrofyten;
- 2) met AQUATYP, voor de macrofauna (alleen presentie, geen onderscheid naar mate van kenmerkendheid);
- 3) met FAUNATYP, voor de macrofauna (wel rekening houdend met abundantie en verschillen in kenmerkendheid).

In bijlage 6.5 wordt een opsomming gegeven van de ecotootypen waaraan de opnamen zijn toegedeeld. Indien er meer dan één ecotootype achter een opname is vermeld, kan het programma niet tot een eenduidige toedeling komen. Het eerst vermelde ecotootype is dan het ecotootype dat de hoogste score heeft. Tabel 6.7 geeft een overzicht van de resultaten van de drie verschillende manieren van toedelen.

Tabel 6.7: Overzicht van de ecotootypen waaraan de opnamen uit het KUN-be-stand met de verschillende manieren van toedeling worden toegedeeld. In elke hokje staat een ecotootype met daaronder het aantal opnamen dat er aan toegedeeld is.

vr = voedselrijk; mvr = matig voedselrijk;

sstr = snel stromend; str = stromend

AQUATYP, macrofyten

		M37 -	M38 -	
		M47 -	M48 -	
		M57 -	M58 1	
		M67 5	M68 72	LM68 4
	F78 -	M77 3	M78 26	LM78 2
Q88 -	F88 -	M87 3	M88 26	LM88 2
vr	vr	mvr	vr	vr
sstr	str	stagnant		

zoet

licht
brak

AQUATYP, macrofauna

		M37 -	M38 -	
		M47 -	M48 -	
		M57 -	M58 -	
		M67 38	M68 67	LM68 -
	F78 -	M77 10	M78 44	LM78 -
Q88 -	F88 -	M87 -	M88 1	LM88 -
vr	vr	mvr	vr	vr
sstr	str	stagnant		

zoet

licht
brak

FAUNATYP

klein, ondiep
droogvallend

klein
diep

groot
diep

klein
ondiep

middelgroot
ondiep

groot
ondiep

		M37 -	M38 -	
		M47 13	M48 5	
		M57 3	M58 12	
		M67 41	M68 24	LM68 -
	F78 8	M77 -	M78 -	LM78 27
Q88 1	F88 1	M87 14	M88 7	LM88 -
vr	vr	mvr	vr	vr
sstr	str	stagnant		

zoet

licht
brak

Uit de toedelingen blijkt het volgende:

- FAUNATYP deelt een opname regelmatig aan 'licht brak' (1) toe in tegenstelling tot AQUATYP;
- FAUNATYP deelt opnamen toe aan 'stromend' (F) en zelfs aan 'snel stromend' (Q) terwijl AQUATYP altijd aan 'stagnant' (M) toedeelt;

- c) FAUNATYP deelt een opname eerder aan diep water toe dan AQUATYP;
- d) op grond van macrofauna wordt eerder aan matig voedselrijk water toegedeeld dan op grond van macrofyten;
- e) kleine, middelgrote en grote wateren worden beter onderscheiden op grond van macrofauna dan op grond van macrofyten.

Er kan onderscheid gemaakt worden tussen verschillen in de toedeling die worden veroorzaakt door verschillen in toedelingsprincipes (a, b en c; komen tot uiting in verschillen in uitkomsten tussen respectievelijk AQUATYP en FAUNATYP), en verschillen die veroorzaakt worden door de verschillende informatiewaarde van macrofyten en macrofauna (d en e; komen tot uiting in verschillen tussen AQUATYP-macrofyten enerzijds en AQUATYP-macrofauna en FAUNATYP anderzijds).

ad a) Indeling naar saliniteit: de chloridegehalten van de opnamen die FAUNATYP aan 'licht brak' toedeelt, liggen niet hoger dan die van de overige opnamen. Op grond van de chloridegehalten in de opnamen moeten alle wateren als zoet worden beschouwd. Hoewel de meting van het chloridegehalte een momentopname betreft blijft toedeling aan 'zoet' gerechtvaardigd. Zelfs als uitgegaan wordt van het jaargemiddelde chloridegehalte van het water in de grote rivieren, blijft de toedeling aan 'zoet' correct. De belangrijkste oorzaak dat FAUNATYP een aantal monsters toedeelt aan licht brak lijkt te zijn dat relatief weinig soorten als karakteristiek of zeer karakteristiek zijn ingedeeld bij M78 (voedselrijk, middelgroot, ondiep) waardoor binnen middelgrote ondiepe wateren te snel wordt toegedeeld bij LM78 (voedselrijk, middelgroot, ondiep, licht brak). Bij kleine en grote ondiepe wateren treedt dit verschijnsel niet op. Omdat AQUATYP-macrofauna bij de indeling naar saliniteit kijkt naar alle saliniteitsaanduidingen (niet alleen van soorten die voorkomen binnen middelgrote ondiepe wateren) worden hier ook de middelgrote ondiepe wateren ingedeeld bij 'zoet'. Dit illustreert dat FAUNATYP hogere eisen stelt aan de beschrijving van de soortensamenstelling van typen dan AQUATYP.

ad b) Indeling naar stroming: uit de abiotische parameters van de opnamen blijkt dat alle monsters betrekking hebben op stagnante wateren. Een aantal wateren wordt bij de toedeling met FAUNATYP toch toegedeeld aan 'stromend'. In die opnamen worden veel soorten aangetroffen met een brede amplitudo, waaronder veel soorten die ook in stromende wateren voorkomen. Dit is niet zo verwonderlijk gezien het feit dat vrijwel alle bemonsterde wateren buitendijks liggen en dus periodiek onder invloed staan van de rivier (inundaties). Zoals opgemerkt in 6.4 heeft FAUNATYP meer moeite dan AQUATYP bij de toedeling van dergelijke 'atypische' wateren.

ad c) Indeling naar diepte: de meeste macrofyten worden in ondiep water aangetroffen. Het is dan ook niet verwonderlijk dat bij een toewijzing op grond van alleen de macrofyten alleen wordt toegedeeld aan ondiepe wateren. Op grond van de macrofauna is een groter onderscheid tussen diepe en ondiepe wateren te verwachten. Met FAUNATYP wordt dit verschil inderdaad gevonden, zij het dat slechts een deel van de diepe wateren ook inderdaad wordt toegedeeld aan bijbehorende ecotooptypen². Met AQUATYP-macrofauna wordt geen van de diepe wateren als zodanig herkend. Dit wijst erop dat een beperkt aantal zeer karakteristieke en/of zeer abundante soorten bepalend

² Van de 50 wateren dieper dan 6 meter worden 24 door FAUNATYP (mede) ingedeeld bij diep water.

zijn voor de toedeling aan 'diep' door FAUNATYP.

ad d) Indeling naar voedselrijkdom: zowel door AQUATYP-macrofauna als door FAUNATYP worden veel monsters toegedeeld aan 'matig voedselrijk'. Omdat vrijwel alle monsters afkomstig zijn uit het winterbed van de rivier, lijkt het onwaarschijnlijk dat veel van de bemonsterde wateren werkelijk matig voedselrijk zijn. Dit lijkt erop te wijzen dat bij de indeling van macrofauna te veel soorten (mede) zijn ingedeeld bij 'matig voedselrijk'.

ad e) Indeling naar dimensie: op grond van de plantesoorten is nauwelijks een onderscheid naar dimensie mogelijk. Dit komt omdat de grootte van een water voor de macrofyten van minder belang is dan voor de macrofauna (4.3.3). Voor het indelen van macrofyten in ecologische soortengroepen is daarom veel gebruik gemaakt van de code 9 (grootte niet van belang). Bij de toedeling worden deze soorten zowel aan 'klein', 'middelgroot' als 'groot' toegedeeld. Op grond van de macrofauna worden grotere wateren redelijk goed onderscheiden. Van de 28 wateren groter dan 10 ha waarin macrofaunamonsters zijn genomen, worden door AQUATYP-macrofauna en FAUNATYP resp. 19 en 22 wateren toegedeeld aan middelgroot tot groot water.

6.6 Conclusies uit de vergelijking van de toedelingsresultaten

Uit de vergelijking van de toedelingsresultaten kan niet direct worden afgeleid welk van beide indelingsprincipes in de praktijk het beste werkt. Daarvoor is het toetsingsmateriaal te beperkt. Bovendien is de beantwoording van deze vraag mede afhankelijk van de doelstellingen van de gebruiker. Wel kunnen op grond van de verschillen in toedelingsresultaten en werkingsprincipe van de programma's de volgende kanttekeningen worden gemaakt:

FAUNATYP past het beste in een typologische benadering, waarbij wordt nagegaan in hoeverre een monster qua soortensamenstelling lijkt op bepaalde voorafomschreven typen. FAUNATYP differentieert beter dan AQUATYP naar diepte doordat beter gebruik kan worden gemaakt van de informatie over kenmerkendheid en abundantie van soorten. In het algemeen lijkt het programma minder goed bruikbaar bij de toedeling van 'atypische' monsters, d.w.z. monsters waarin veel soorten met een brede ecologische amplitudo voorkomen. Waarschijnlijk moet hierin de oorzaak worden gezocht voor de onjuiste toedeling aan typen van stromend water. Overwogen kan worden een toedeling met FAUNATYP alleen plaats te laten vinden wanneer het aantal karakteristieke en zeer karakteristieke soorten in het monster groter is dan bijvoorbeeld 10% van het totaal aantal soorten. Ook lijkt het programma gevoeliger voor onvolledigheden in de beschrijving van de ecotootypen. Waarschijnlijk is dit de reden dat veel middelgrote wateren worden toege-
deeld aan 'licht brak' in plaats van aan 'zoet'.

AQUATYP is wat robuuster, en lijkt minder moeite te hebben met opnamen waarin veel soorten voorkomen met een brede ecologische amplitudo. Een beperking is echter dat geen rekening wordt gehouden met de abundantie van soorten en met verschillen tussen karakteristieke en zeer karakteristieke soorten. Waarschijnlijk is dit de oorzaak van het feit dat AQUATYP-macrofauna zo weinig differentieert naar diepte. Bij verdere toepassing van het programma zou gezocht moeten worden naar mogelijkheden om rekening te houden met verschillen in abundantie en in kenmerkendheid. Omdat veel Nederlands opnamemateriaal betrekking heeft op meer of minder beïnvloede wateren, lijkt AQUATYP het meest bruikbaar bij een toetsing van de indeling op externe consistentie, waarbij wordt nagegaan in hoeverre de toedeling

van monsters op grond van de soortensamenstelling overeenkomt met een indeling van monsters aan kenmerkklassen op grond van direct gemeten abiotische factoren. Voorlopig lijkt het beste om beide toepassingen naast elkaar te hanteren, onder meer omdat ze een verschillend type informatie geven.

Wat de indeling in soortengroepen betreft is de hoeveelheid toetsingsmateriaal onvoldoende om vergaande conclusies te trekken over de indeling van soorten in ecologische groepen. Wel kan wordenesignaleerd dat het erop lijkt dat te veel macrofaunasoorten zijn ingedeeld bij 'matig voedselrijk'. Ook moet worden nagegaan of de ecologische soortengroep M78 niet te zwak is omgrensd ten opzichte van groep LM78.

7 BEÏNVLOEDING VAN WATERECSYSTEMEN

W.F. van der Hoek, P.F.M. Verdonshot en L.W.G. Higler

7.1 Inleiding

Een aquatisch ecosysteem ontwikkelt zich in ruimte en tijd volgens natuurlijke processen. Daarbij spelen naast interne invloeden en mechanismen externe invloeden vaak een belangrijke rol. Invloeden van de mens op waterecosystemen kunnen direct of indirect zijn:

- Invloeden die voortvloeien uit het doelbewust omgaan met water:
De gebruiksfuncties zoals waterhuishoudkundige maatregelen toegepast voor kwantitatief of kwalitatief waterbeheer, grondwateronttrekking t.b.v. het gebruik van water.
- Invloeden die voortvloeien uit het functioneren van de menselijke samenleving, niet bewust bedoeld om watersystemen of ecosystemen (in het algemeen) te beïnvloeden, samengevat in de term milieuvervuiling (lozingen, uit- en afspoeling van meststoffen, verzurende depositie, scheepvaart, recreatie e.d.).

Niet alle menselijke invloeden liggen binnen de invloedssfeer van de waterbeherende instanties. In de praktijk betekent dit dat de effecten van menselijke invloeden op waterecosystemen niet altijd volledig te sturen zijn door deze instanties. Hierdoor wordt een effectief beheer gericht op herstel of behoud van meer natuurlijke ecosystemen in belangrijke mate bemoeilijkt.

In Nederland is men geleidelijk tot het inzicht gekomen dat de verschillende functies die aan een water worden toegekend, niet los van elkaar kunnen worden gezien. Dit heeft geleid tot het concept van het 'integraal waterbeheer'. Integraal waterbeheer stelt zich een zo optimaal mogelijke ontwikkeling van watersystemen met alle daaraan toegekende functies ten doel. In de praktijk staan wensen t.a.v. de verschillende gebruiksfuncties van wateren (landbouw, drink- en industriewater, transport van goederen, recreatie, enz.) geheel of gedeeltelijk tegenover die van de natuurfunctie. In het beheer zal een afstemming moeten plaatsvinden met als doel alle belangen zo goed mogelijk te behartigen. Voor het behoud en de ontwikkeling van de natuurfunctie wordt hierbij vooral gestreefd naar behoud of herstel van oorspronkelijke 'natuurlijke' levensgemeenschappen. Bij andere functies speelt vanuit de natuurfunctie het begrip ecologische inpasbaarheid een belangrijke rol.

Juist bij deze afstemming ondervinden waterbeheerders grote moeilijkheden. Deze moeilijkheden liggen op landelijk en regionaal niveau ten grondslag aan:

- a) de discussie wat in concrete situaties nu eigenlijk moet worden opgevat als 'oorspronkelijk' en 'natuurlijk' (m.a.w. welke richting in de ecologische ontwikkeling zou moeten worden nagestreefd);
- b) onvoldoende kennis van het ecologisch functioneren van systemen om d.m.v. een gericht beheer de ontwikkeling van aquatische ecosystemen te kunnen 'sturen' (m.a.w. hoe moet een gewenste richting worden ingeslagen) en;
- c) voortvloeiend uit b)): onvoldoende kennis van de ecologische invloeden van toegepaste maatregelen om die maatregelen op een ecologisch verant-

woorden manier d.w.z. 'gedoseerd' toe te passen, zó, dat een gewenste toestand daadwerkelijk naderbij komt (m.a.w. met welke intensiteit moet een maatregel worden toegepast om het doel 'optimalisering van de natuurfunctie' te bereiken) en;

Alleen op landelijk niveau:

- d) onvoldoende inzicht in de relaties tussen natuur-waterhuishouding-andere functies van wateren om de afweging t.b.v. optimalisatie van alle functies op een ecologisch, maar ook economisch verantwoorde wijze te kunnen maken (m.a.w. wanneer ten aanzien van verschillende aquatische ecotootypen globaal duidelijk is welke maatregelen in welke intensiteit kunnen worden toegepast t.b.v. optimalisering van de natuurfunctie, welke gevolgen brengt dat met zich mee t.a.v. andere functies?).
- e) afwezigheid van een voldoende groot politiek draagvlak om de rol van de natuurfunctie te vergroten, doordat dit dikwijls ten koste van de optimalisering van andere functies moet.

Dit hoofdstuk beoogt de aard en omvang van een aantal menselijke invloeden op de ontwikkeling van aquatische ecosystemen te beschrijven. Daarbij wordt getracht beïnvloedingen te karakteriseren in termen van veroorzaakte veranderingen in het stelsel van abiotische randvoorwaarden en verschuivingen binnen de aanwezige levensgemeenschappen. Een beter begrip van de relaties tussen waterhuishoudkundige maatregelen en de effecten van deze maatregelen op biotische- en abiotische randvoorwaarden maakt het mogelijk in het beheer van wateren op een 'gerichte' en 'gedoseerde' manier van deze invloeden 'gebruik' te maken. Tevens ontstaat hiermee een beter inzicht in de (on)mogelijkheden t.a.v. het integreren van gebruiksfuncties met de natuurfunctie van wateren.

7.2 De rol van regionale en menselijke factoren in de aquatische ecosysteemindeling

De eigenlijke toestand van een willekeurig water wijkt altijd af van de typen zoals die zijn gepresenteerd. Deze afwijking vindt zijn oorsprong in het feit dat ieder afzonderlijk water is onderworpen aan een reeks van interne en externe invloeden waarvan ook lokale, regionale en menselijke factoren deel uitmaken. Lokale en regionale variaties in wateren van hetzelfde type komen op het schaalniveau waarop de typologie is ontwikkeld niet tot uiting. Het 'onderscheidend vermogen' van de variabelen die als indelingskenmerken zijn gebruikt en van de kenmerkklassen waarin de kenmerken zijn verdeeld is daarvoor te klein. Op lagere schaalniveaus zijn andere milieufactoren (korrelgrootteverdeling van bodem/sediment, minerale samenstelling, enz.) mede verantwoordelijk voor het ontstaan van differentiatie.

Verschillen die ontstaan door menselijke invloeden (b.v. door grondgebruik, schoning e.d.) komen in eerste instantie op een lager schaalniveau dan dat van de typen tot uiting. De aard van de randvoorwaarden die door menselijke invloeden worden aangetast maakt echter dat vele beïnvloedingen zich niet beperken tot het schaalniveau onder dat van de aquatische ecotootypen (beïnvloedingsstadia). Hierdoor kunnen afgeleide vormen van bepaalde typen wateren tot een ander type lijken te behoren. Beïnvloedingen van menselijke oorsprong kunnen zich, naargelang de ernst van een ingreep en/of de gevoeligheid van het type of systeem, afspelen onder het niveau

van typen (beïnvloedingsstadia en regionale verschillen), op het niveau van typen (b.v. stagnant M63 -> stagnant M68) en zelfs tot op het niveau hoger nl. dat van hoofdgroepen (b.v. stromend -> stagnant).

Om menselijke beïnvloedingen adequaat te kunnen beschrijven zullen verschillende schaalniveaus naast elkaar moeten worden bekeken om de ontwikkeling van een type ecosysteem o.i.v. een beïnvloeding te kunnen 'volgen'.

Hoofdgroepen

Groepen aquatische ecotooptypen die op grond van hoofdfactoren zeeïnvloed (chloriniteit), verhang (stroming), hydrologie (mate van permanentie) en morfometrie (dimensies) onderling gelijkenis vertonen kunnen worden samengevoegd tot hoofdgroepen. Het rapport van Torenbeek (1988) (fig. 3, pag. 19) geeft een voorbeeld van een indeling van wateren in hoofdgroepen. Er worden op basis van de factoren stroming, chloridegehalte, zuurgraad, dimensies en mate van permanentie onderscheiden:

- * bronnen en bovenloopjes,
- * beken,
- * kleine riviertjes,
- * stilstaande kleine ondiepe wateren,
- * stilstaande grote open wateren,
- * stilstaande zure wateren,
- * stilstaande droogvallende wateren,
- * brakke wateren.

De grote rivieren zijn in deze indeling niet vertegenwoordigd. Op grond van het verhang wordt onderscheid gemaakt tussen heuvellandbeken en laaglandbeken (Higler & Mol 1984). In de bovenstaande indeling vallen beide onder de hoofdgroepen beken en kleine riviertjes. Daarnaast bestaat het inzicht (Cuppen & Visser 1983, Verdonschot, 1990a/b) dat ook in stromende wateren droogvalling als een zeer wezenlijke factor moet worden onderkend, wat in de bovenstaande indeling niet is verwoord. De zuurgraad moet als een factor worden gezien die sterk met regionale factoren (bodemtype) samenhangt. Hoewel er duidelijke verschillen bestaan tussen de levensgemeenschappen in zure en niet-zure wateren, vormt de regionale achtergrond van deze factor een reden om de zuurgraad op het niveau van hoofdgroepen niet als differentiërende factor op te nemen. Op deze plaats wordt een, van de bovenstaande indeling afgeleide, iets uitgebreide indeling in tien hoofdgroepen gepresenteerd:

- * bronnen en bovenloopjes (BRO),
- * heuvellandbeken (HLB),
- * grote rivieren (RIV),
- * temporaire laaglandbeken (LBT),
- * permanente, kleine laaglandbeken (LPK),
- * permanente, grote laaglandbeken en kleine riviertjes (LPG),
- * temporaire, stagnante wateren (STT),
- * permanente, kleine stagnante wateren (SPK),
- * permanente, grote stagnante wateren (SPG),
- * brakke wateren (BRA).

Het bovenstaande overzicht van de hoofdgroepen is samengevoegd met de indeling in aquatische ecotooptypen, zoals die in hoofdstuk 4 werd gepresenteerd. Op deze wijze ontstaat het overzicht in tabel 7.1:

HOOFDGROUP:									
BRO	HLB	RIV	LBT	LPK	LPG	STT	SPK	SPG	BRA
AQUATISCHE ECOTOOTYPEN:									
Q23	Q62	Q88	F32	F62	F77	(M31)	M61	M77	(1M38)
F12	Q63		F37	F67	F78	M32	M62	M78	1M68
F17	Q77		F38	F68	F88	M33	M63	M87	1M78
F22						M37	M67	M88	(1M88)
F27						M38	M68	M57	(1M98)
							M47	M58	[1M08]
							M48		mM08
									bM08
									(zM08)

Tabel 7.1: Overzicht van aquatische ecotootypen samengevoegd in hoofdgroepen.

(...) niet onderscheiden voor macrofauna.

[...] niet onderscheiden voor macrofyten.

N.B.: Een aantal voor de macrofyten onderscheiden typen (Q9.., F9.. en M9..) kan in de hoofdgroepen niet correct worden geplaatst. Mogelijk betreft het hier beïnvloede wateren.

Binnen de hoofdgroepen is een hogere mate van overeenkomst te zien dan tussen de hoofdgroepen onderling. Overgangen van de ene hoofdgroep naar de andere worden gekenmerkt door een verschuiving van de gemiddelde waarde van een of meer, op dit niveau differentiërende, factoren. Dergelijke overgangen kunnen voortkomen uit een sterke mate van beïnvloeding. Dikwijls hangen ze samen met ingrijpende wijzigingen in lokale- en/of regionale hydrologische patronen.

Aquatische ecotootypen.

Op het niveau van aquatische ecotootypen kunnen beïnvloedingen van type naar type worden 'vertaald' in veranderingen in de masterfactoren zoals die bij het opstellen van de typologie zijn onderscheiden als indelingskenmerken. De essentie van zo'n verandering van type schuilt in het verschuiven van de gemiddelde waarde(n) van een of meer indelingskenmerken in de richting van waarden die behoren tot (een) ander(e) type(n).

Beïnvloedingsstadia binnen aquatische ecotootypen.

Binnen aquatische ecotootypen kan, op grond van andere factoren dan die welke op beide andere niveaus als wezenlijk voor het onderscheiden van ecosysteentypen worden beschouwd, onderscheid worden gemaakt tussen stadia van beïnvloeding. Factoren die op dit niveau het onderscheid tussen stadia van beïnvloeding benadrukken zijn:

- voedselrijkdom (gehalten aan nitraat en fosfaat),
- organische stofgehalte (ammoniumconcentratie),
- zuurstofgehalte (percentage verzadiging),
- mate van beschaduwing (%),
- doorzicht (cm),
- vegetatiestructuur (% bedekking).

Afhankelijk van de factoren die door een maatregel kunnen worden beïnvloed, wordt duidelijk tot op welk schaalniveau een beïnvloeding zich kan 'doorzetten'. Stuwings van beken betekent in essentie het verlagen van het aanwezige verhang. Door stuwings kan een stromend water (b.v. behorend tot hoofdgroep LPK) een gemiddeld lagere stroomsnelheid gaan vertonen. Er ontstaat een afgeleide vorm (beïnvloedingsstadium). Karakteristieke bewoners van het type waartoe de beek behoort verdwijnen naar de achtergrond. Bij een hogere graad van stuwings (verdere verlaging van het verhang) treedt een verdere verlaging van de gemiddelde stroomsnelheid op. Er komen perioden voor waarin het water stilstaat. Een aantal karakteristieke bewoners van het oorspronkelijk type zullen hierdoor verdwijnen. Het water lijkt nu tot een ander type te gaan behoren.

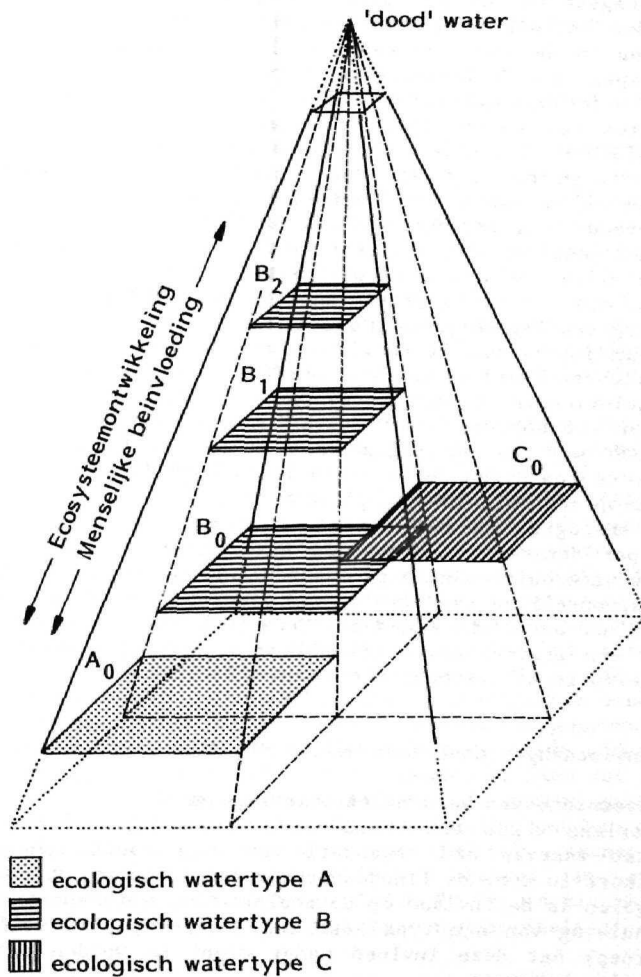
Wanneer stuwings veroorzaakt dat de perioden van stagnerende perioden van stroming gaan overheersen, zal de beek geleidelijk meer overeenkomst gaan vertonen met een stagnerend water, welke tot een andere hoofdgroep (b.v. SPK) moet worden gerekend. Karakteristieke beekbewoners zijn vervangen door karakteristieke soorten van stilstaand water. De mate waarin de invloed van een maatregel op het stelsel van masterfactoren zich verder uitstrekt over het netwerk van aquatische ecotooptypen en/of hoofdgroepen geeft aan hoe vergaand een maatregel in een (type) ecosysteem ingrijpt.

Alle beïnvloedingsstadia van een bepaald aquatisch ecotooptype moeten in essentie als afgeleide vormen van dat aquatisch ecotooptype worden beschouwd, ondanks het feit dat het 'oorspronkelijk' karakter van het type soms nagenoeg verdwenen is. Dit 'afgeleide model' is weergegeven in figuur 7.1 (naar Verdonchot 1983).

De piramide stelt de ruimte voor waarin een aantal ecologische watertypen zich kunnen ontwikkelen. Het basisvlak stelt het natuurlijk optimum van watertypen voor, m.a.w. toestanden die zich zouden kunnen ontwikkelen zonder, of met een minimale negatieve beïnvloeding door de mens. De referentietoestanden in de hier ontwikkelde indeling in aquatische ecotooptypen bevinden zich alle boven het basisvlak. De beschreven referenties geven immers toestanden weer waarin altijd sprake is van enige beïnvloeding door de mens.

Referenties kunnen worden voorgesteld door de vlakken A0, B0 en C0. Niet alle referenties bevinden zich op hetzelfde niveau. De mate waarin aquatische ecotooptypen zijn beïnvloed verschilt per type. Afhankelijk van de mate van beïnvloeding (in negatieve zin) door de mens t.o.v. de referentie (B0) zal zich een beïnvloede vorm van het type manifesteren, voorgesteld door de vlakken B1 en B2. Met de toenemende beïnvloeding wordt de reeks van toestanden die tot een (beïnvloed) type kunnen worden gerekend kleiner hetgeen tot uiting komt in de kleinere oppervlakte van het vlak. Ten grondslag hieraan ligt de beperking van het aantal soorten (karakteristieke) organismen dat zich (nog) kan handhaven. In de top van de piramide is dit aantal dusdanig ver gereduceerd dat van het herkennen van afzonderlijke typen geen sprake meer kan zijn. De lijnen tussen de typen zijn in de figuur gestippeld. Dit geeft aan dat de ecosysteemontwikkeling zich niet noodzakelijkerwijs parallel aan de benen van de piramide afspeelt. Overgangen tussen typen zijn mogelijk. Men zou zich een dergelijke overgang kunnen voorstellen door het vlak B1 naar rechts verschoven te denken, waarbij de 'kolom' van type C gedeeltelijk wordt overlapt. Wanneer men alle aquatische ecotooptypen een plaats op (of boven) het basisvlak toekent, waarbij typen die tot dezelfde hoofdgroep worden gerekend dicht bij elkaar worden geplaatst, blijkt dat ook overgangen tussen verschillende hoofdgroepen heel goed met dit model kunnen worden verduidelijkt.

De aquatische ecotopentypologie beschrijft slechts een klein gedeelte van de ruimte in de piramide in figuur 7.1, nl. een reeks van vlakken die



Figuur 7.1: Ecosysteemontwikkeling en beïnvloeding in verschillende watertypen.

(zo dicht mogelijk) bij het basisvlak liggen. Voor het vaststellen van het aquatisch ecotooptype van beïnvloede wateren is het gebruik van de aquatische ecosysteemtypologie in zijn huidige vorm (alleen de minst gestoorde vormen van wateren) daarom niet geschikt.

Door de inwerking van m.n. menselijke invloeden zijn veel wateren op basis van een waarneming moeilijk of niet tot het oorspronkelijk type te herleiden omdat de samenstelling van de levensgemeenschap teveel afwijkt van de ecologische soortengroep zoals die in de typologie is beschreven. Een stagnante beek zou daardoor aan een stilstaand aquatisch ecotooptype worden toegedeeld. Om dit probleem op te lossen dienen de belangrijkste menselijke invloeden per afzonderlijk aquatisch ecotooptype te worden beschreven in de vorm van een aantal beïnvloedingsstadia die, in de vorm van subtypen, aan de indeling in 'oorspronkelijke' typen worden toegevoegd. Sommige beïnvloedingsstadia zullen sterke gelijkenis vertonen met de referenties van andere typen. Zo zal in een, van oorsprong voedselarme sloot, die door lozingen is verrijkt de levensgemeenschap sterke overeenkomst vertonen met die uit van oorsprong voedselrijkere sloten. In een aantal gevallen zal het noodzakelijk zijn a.h.v. factoren van een hoger schaalniveau (hoofdgroepen) vast te stellen waar de oorsprong van een water ligt. Het daadwerkelijk beschrijven van deze beïnvloedingsreeksen, op dezelfde wijze zoals voor de aquatische ecotooptypen is gebeurd, kost veel tijd. In dit rapport beperken we ons, als voorbeeld, tot een grove beschrijving van verschijnselen zoals die kunnen optreden n.a.v. normalisatie en/of kanalisatie van beken en n.a.v. periodieke of aanhoudende belasting met nutriënten en/of organische stoffen. Deze behoren tot de meest ingrijpende beïnvloedingen van ecosystemen binnen Nederland. Wel zullen per aquatisch ecotooptype, voor zover hierin inzicht bestaat, groepen van beïnvloede wateren op grond van abiotische factoren worden gekarakteriseerd. De keuze van de factoren is daarbij afhankelijk van het schaalniveau waarop een beïnvloeding plaatsvindt.

Naar analogie van het bovenstaande kan een overzicht worden gemaakt waarin per aquatisch ecotooptype wordt aangegeven hoe het type door een bepaalde waterhuishoudkundige maatregel wordt beïnvloed en, hoe herstel van het oorspronkelijke type kan worden bereikt. Deze matrix vormt een uitbreiding van het overzicht dat door (Torenbeek 1988) werd gepresenteerd, in die zin dat een groter aantal aquatische ecotooptypen en waterhuishoudkundige maatregelen in de beschouwingen worden betrokken.

7.3 Beïnvloedingen door waterhuishoudkundige maatregelen

7.3.1 Overzicht van waterbeheersmaatregelen

In Nederland wordt een breed scala aan waterhuishoudkundige maatregelen toegepast waarvan het merendeel tot doel heeft schade door wateroverlast/tekort in m.n. de landbouwsector te voorkomen. Van een aantal van deze maatregelen is de invloed op de ecologie van wateren van een dusdanige aard (verschuiving van een type naar een ander type, of zelfs naar een andere hoofdgroep) dat deze invloed nader dient te worden beschreven. Tot deze maatregelen behoren:

- doorspoelen van poldersystemen met brak uitslagwater
- normalisatie en stuwing van stromende wateren
- verwijdingen (evt. aanleggen van meer watergangen) of verdiepingen van 'natte doorsnede' t.b.v. 'verbeterde' af- resp. ontwatering
- peilverlaging
- peilverhoging

- aan- of doorvoer van gebiedsvreemd water t.b.v. peilhandhaving resp. lozing van overtollig water. Ook het aanvoeren van zoet water om verzilting tegen te gaan behoort hiertoe
- schoning
- baggeren
- herstel van 'oorspronkelijke' morfologie
- grondwateronttrekking

Andere belangrijke vormen van beïnvloeding zijn:

- diffuse en puntvormige lozingen van verontreinigingen (nutriënten, organische stoffen).

7.3.2 Abiotische karakterisering van hoofdgroepen en aquatische ecotootypen

Alvorens op basis van alleen abiotische factoren te kunnen beoordelen op grond van welke van die factoren een beïnvloed water afwijkt van het 'oorspronkelijk' type, zal duidelijk moeten zijn welke waarden van de factoren onder 'oorspronkelijke' omstandigheden kunnen voorkomen. De indelingsklassen zoals die bij het opstellen van de typologie zijn gehanteerd blijken hiervoor in veel gevallen te grof. Daarom is voor een abiotische karakterisering van de typen uitgegaan van de waarden behorende bij de wateren op basis waarvan de ecologische groepen (macrofauna) zijn samengesteld. Voor de abiotische karakterisering van hoofdgroepen worden gegevens van de aquatische ecotootypen die tot een hoofdgroep behoren samengevoegd.

In bijlage 7.1. a) en 7.1. b) zijn abiotische karakteristieken van resp. hoofdgroepen en aquatische ecotootypen gegeven. Beide tabellen vertonen een tweedeling waarin in de bovenste helft (MODEL) de combinatie van indelingsklassen voor iedere hoofdgroep/ecotootype is gegeven en in de onderste helft (ACTUEEL) gegevens zijn verzameld van de wateren op basis waarvan de ecologische soortengroepen zijn geformuleerd. Om de beide overzichten onderling vergelijkbaar te maken zijn bij de abiotische karakterisering van hoofdgroepen dezelfde factoren weergegeven als bij de aquatische ecotootypen, hoewel hier feitelijk factoren van een hogere orde thuishoren. Vanuit typologisch oogpunt zijn getallen zoveel mogelijk weergegeven in de vorm van een gemiddelde waarde (AVG), ook wel centroïde genoemd, met standaarddeviaties (STD). Waar de voorgaande benadering onmogelijk bleek vanwege gebrek aan of juist overvloed van gegevens zijn minima en maxima vermeld. Onderlinge vergelijking van de beide onderdelen (MODEL en ACTUEEL) van de tabellen geeft in het algemeen te zien dat voor bepaalde (groepen van) typen de kenmerkklassen te ruim, in andere gevallen weer te krap zijn gedefinieerd. Wateren die door clusterings van hun abiotische en biotische kenmerken samen in een groep terecht zijn gekomen, laten zich niet altijd even gemakkelijk 'vangen' in het stelsel van kenmerkklassen. Het voorgaande ondersteunt de idee (zie 2.1/2.2) dat in het beschrijven van ecosysteemttypen een typologische benadering een meer realistische beschrijving geeft.

7.3.3 Karakterisering van beïnvloedingen

Voor elk van de in 7.3.1 genoemde waterhuishoudkundige maatregelen kan nu per aquatisch ecotootype worden aangegeven in welke richting de waarde van masterfactoren in dat type zich a.g.v. van het toepassen van een maatregel zullen ontwikkelen. De ontwikkelingsrichtingen van de masterfactoren in hoofdgroepen en aquatische ecotootypen zijn weergegeven in resp. bijlagen 7.2a en 7.2b. Voor beide tabellen geldt dat wanneer bij een ontwikke-

lingsproces de waarde van een of meer masterfactoren de voor een hoofdgroep of aquatisch ecotooptype aangegeven range consequent overschrijdt, waarbij de gemiddelde waarde verschuift in de richting van het gemiddelde van een andere hoofdgroep resp. een ander aquatisch ecotooptype, die andere hoofdgroep resp. dat andere aquatische ecotooptype is vermeld in de tweede kolom van de tabel; zie bijlagen 7.2a en b. De ontwikkelingsrichting, in termen van verschuivingen tussen hoofdgroepen of aquatische ecotooptypen, wordt in dezelfde rijen (d.w.z. op dezelfde hoogte in de tabel) aangegeven als de masterfactoren die voor de ontwikkeling verantwoordelijk worden geacht. Bij sterkere beïnvloeding vindt een verdere ontwikkeling plaats, hetgeen is aangegeven met door vermelding van een tweede hoofdtype of aquatisch ecotooptype.

Een beïnvloeding kan in extreme gevallen dusdanige effecten met zich meebrengen dat de nieuwe combinatie van randvoorwaarden die ontstaat niet meer lijkt op een van de combinaties uit het stelsel van typen. De situatie is in zulke gevallen 'gestoord'. Hiervan is sprake wanneer b.v. hypertrofie optreedt gepaard gaande met algenbloei, of saprobie, gepaard gaande met periodieke zuurstofloosheid e.d., of wanneer bijvoorbeeld in een doorgaans stagnant water periodiek hoge stroomsnelheden voorkomen. Soortencombinaties uit gestoorde wateren bevatten meestal slechts enkele soorten en vertonen, ongeacht uit welk type ze zijn geëvolueerd, onderling weinig verschillen. Indien dergelijke gestoorde situaties zich n.a.v. het toepassen van een bepaalde maatregel voordoen wordt dit bij het laatste type in de reeks aangegeven met het suffix 'd' (disturbed).

Vermelding van een of meer hoofdgroepen of aquatische ecotooptypen in de tweede kolom betekent dat ook de soortensamenstelling geleidelijk verschuift in de richting van een gemeenschap die meer 'lijkt' op een combinatie van soorten die 'thuishoort' in de aangegeven hoofdgroepen of aquatische ecotooptypen.

Voor genormaliseerde en/of gekanaliseerde (stromende) wateren wordt bij het aangeven van een beïnvloedingsstadium het suffix 'n' achter de code geplaatst (b.v. F67 -> F67n -> M67). Ook bij stilstaande wateren waarin b.v. beschoeling is aangebracht tegen oeverafslag door scheepvaartverkeer, of wateren waarin d.m.v. het toepassen van stuwen in combinatie met de aanvoer van gebiedsvreemd water de waterstand kunstmatig 'op peil' wordt gehouden, wordt het suffix 'n' gebruikt.

Voor het aanduiden van beïnvloedingsstadia voortkomend uit externe aanvoer van nutriënten (anders dan door bladinvall) wordt het suffix 'e' (eutrofiëring) gebruikt.

7.3.4 Abiotische karakterisering van beïnvloedingsstadia

Op dezelfde wijze als dat in de bijlagen 7.1a en b voor de hoofdgroepen en aquatische ecotooptypen is gebeurd kunnen de ontwikkelingsreeksen uit de tabellen in bijlage 7.2a en b worden gekarakteriseerd aan de hand van de gemiddelden (AVG) en ranges (STD) van op dit niveau wezenlijke factoren. Gegevens van wateren met informatie over de toegepaste beheermethode zijn in de literatuur (nog) erg schaars. Daarbij komt dat dikwijls meer dan een vorm van beheer wordt toegepast (nagenoeg overal in Nederland is sprake van enig peilbeheer) zodat effecten van afzonderlijke maatregelen moeilijk los van elkaar inzichtelijk te maken zijn. Een uitgebreide hoeveelheid gegevens over de stromende wateren, waarbij ook beïnvloede vormen zijn vertegenwoordigd, is verzameld door de STORA. Gezamenlijk gebruik van deze uitgebreide dataset kan in de toekomst mogelijk tot een samenwerking leiden. Gezien de hoeveelheid tijd die het zou kosten is een diepgaand onderzoek naar de beïnvloede vormen van oppervlaktewateren achterwege gebleven. Er wordt

volstaan met het geven van enkele voorbeelden:

MATE VAN BEINVLOEDING:	HOOFDROEP KLEIN ECOTOOTYPE F68						HOOFDROEP GROOT ECOTOOTYPE F77					
	LAAG-ANDREKEN PERMANENT		LAAG-ANDREKEN PERMANENT		LAAG-ANDREKEN PERMANENT		LAAG-ANDREKEN PERMANENT		LAAG-ANDREKEN PERMANENT		LAAG-ANDREKEN PERMANENT	
	LICHT	MATIG	STERK	AVG ± STD	AVG ± STD	AVG ± STD	LICHT	MATIG	STERK	AVG ± STD	AVG ± STD	AVG ± STD
WATERHOUDENDIGE MAATREGEL:												
NORMALISATIE/STUWING												
STROMING (CM/S)	22 ± 15	3 ± 16	2	22 ± 15	3 ± 16	2
VOEDSELJEDON P (MG P/L)	0,98 ± 1,15	0,38 ± 0,43	27,0	0,33 ± 0,10
ORGAN. MAT. (MG N/L)	5,3 ± 3,1	0,7 ± 1,1	65,0	2,0 ± 1,0
ZAKSTOF (MG N/L)	2,2 ± 3,7	1,2 ± 2,1	85,0	0,37 ± 0,43
BESCHOUWING (N. VERF.)	86 ± 21	69 ± 32	0,0	9 ± 1 (MG/L)
DOORLICHT (N)	30	17	100	7
VEGETATIESTRUCT. (N. BED.)	19 ± 25	53 ± 40	10	rijk begroei
LOZINGEN VAN NUTRIENTRIJKE WATER												
STROMING (CM/S)	...	26 ± 27	2
VOEDSELJEDON P (MG P/L)	...	2,53 ± 1,80	22,0
ORGAN. MAT. (MG N/L)	...	5,3 ± 2,3	0,1
ZAKSTOF (MG N/L)	...	6,7 ± 5,1	85,0
BESCHOUWING (N. VERF.)	...	70 ± 10	0,0
DOORLICHT (N)	...	73	100
VEGETATIESTRUCT. (N. BED.)	...	14 ± 20	10

In de tabel worden in de mate van beïnvloeding drie niveaus onderscheiden (LICHT, MATIG, STERK). Hiermee kunnen zeer globaal verschillen worden aangegeven die ontstaan na toepassing van verschillende maatregelen. Voor beeknormalisatie/kanalisatie b.v.:

LICHT: aanbrengen beschoeiingen, zonder dat daarbij de stroomsnelheid al te zeer wordt aangetast, baggeren, schoning;

MATIG: beschoeiingen, rechtrokken van bochten, vergraving en periodieke stuwing, waarbij de gemiddelde stroomsnelheid lager wordt. Variaties in de stroomsnelheid worden echter groter;

STERK: vergaande opstuwing zodat de stroming periodiek stagneert. Stagnante perioden worden afgewisseld met korte perioden met een zeer hoge afvoer.

Ook kan met deze niveaus globaal de gevoeligheid van de wateren binnen een aquatisch ecotootype voor de toepassing van een bepaalde maatregel worden aangegeven. Als voorbeeld mogen bronnen worden genoemd. Door verlaging van het waterpeil in de omgeving (ook: grondwateronttrekking) worden bronnen bedreigd met uitdroging, hetgeen, gezien het feit dat dan niet meer gesproken kan worden van een aquatisch ecosysteem, als een ernstige mate van beïnvloeding moet worden beschouwd. Ook het vergraven (normalisatie en/of kanalisatie) van brongebieden, gepaard gaande met het aanleggen van drainagegreppels en grotere goten moet als zodanig worden gezien. Dergelijke vergravingen hebben eveneens een ongewenst ontwaterend effect op het brongebied.

Het aangeven van dosis-effectrelaties t.a.v. de effecten van maatregelen op (groepen van) ecosystemen is niet eenvoudig. Het beeld van een ecosysteem dat ontstaat op grond van de abiotische factoren, zoals dat wordt verkregen uit bovenstaande tabellen is hiervoor te globaal. Naast de masterfactoren zullen ook lokale en regionale factoren moeten worden beschouwd om het inzicht te vergroten. Het complex van factoren dat van invloed is op de ontwikkeling van het ecosysteem in een willekeurig water biedt daarmee t.a.v. dat water zoveel ontwikkelingsmogelijkheden dat er geen sprake kan zijn van een voorspelling (in termen van concrete soorten) welke ontwikkeling n.a.v. het toepassen van een maatregel op zal treden. Men zal moeten volstaan met het aangeven van een ontwikkelingsrichting naar een nieuwe combinatie van randvoorwaarden met, zo die combinatie is beschreven, daarbij behorende biotische exponenten.

7.4 Globale beschrijving van ontwikkelingsprocessen

Enkele van de belangrijkste voorbeelden van beïnvloedingen zijn kanalisatie en normalisatie van beken en aanhoudende of toenemende belasting met nutriënten en/of organische verontreinigingen. Beide zullen hier afzonderlijk worden besproken. Beïnvloedingen door andere in 7.3.1 genoemde maatregelen worden besproken a.h.v. de masterfactoren die door de maatregelen in hoofdzaak worden beïnvloed.

7.4.1 Normalisatie en kanalisatie van beken

Bij kanalisatie en normalisatie van beken worden aanpassingen aan stromende watergangen verricht waarmee de waterafvoer kan worden gereguleerd (peilbeheersing).

Onder normalisatie verstaan we het onder waterstaatkundige norm brengen van het profiel. Bij kanalisatie wordt een watergang genormaliseerd en gestuwd waarbij regeling van de waterstand mogelijk is. Hierdoor kan overlast ten gevolge van overstromingen ('s winters) of droogte ('s zomers) en het 'uit de bocht vliegen' van de beek worden voorkomen. Hiertoe worden plaatselijk stuwen aangebracht, worden oude meanders afgesneden, bochten ingekort en wordt plaatselijk beschoeiing en soms zelfs fundering tegen afkalving van de oevers resp. eroderen van de bodem aangebracht. Het oorspronkelijk vrij meanderende karakter verdwijnt. Dergelijke maatregelen veroorzaken grote veranderingen in het stromingsregime.

Normalisatie alléén leidt door vermindering van de stromingsweerstand (verhoging van het verhang, gelijkmatige, relatief gladde oevers en/of bodem, minder bochten) tot een versnelde afvoer en hogere stroomsnelheidsfluctuaties. In het zomerhalfjaar kan daardoor droogval optreden. Ook de landbouw kan in dat seizoen van watertekort te lijden hebben, hetgeen ongewenst is. Ongewenste watertekorten kunnen worden verholpen door kanalisatie. Door stuwing wordt immers het verhang in het landschap kunstmatig verlaagd. Een belangrijk voordeel voor de landbouw is dat naar believen water kan worden vastgehouden dan wel afgelaten. In gekanaliseerde beken komt dikwijls stagnatie van stroming voor.

Normalisatie houdt enerzijds een verlaging van de dynamiek van het beekstelsel in wat leidt tot het verlies aan habitattypen en anderzijds een verhoging van de dynamiek t.g.v. sterker fluctuerende stroomsnelheid en eventueel droogvallen. Beide tendensen zorgen ervoor dat een groot aantal van de van oorsprong aanwezige soorten zal verdwijnen.

Kanalisatie brengt het verlies van de oorspronkelijke en juist karakteristieke 'stromend water-dynamiek' met zich mee. Afhankelijk van de grootte van de veranderingen in het stromingsregime en het verlies aan typische beekhabitats (bochten, overhangende oevers e.d.) zullen de voor stroming karakteristieke soorten verdwijnen en er zullen ontwikkelingsmogelijkheden ontstaan voor soorten van zwak stromend of stilstaand water. Beïnvloeding door normalisatie en kanalisatie kan zich tot het niveau van hoofdgroepen uitstrekken. Desondanks moeten genormaliseerde en gekanaliseerde beken worden beschouwd als afgeleiden van natuurlijke beken. Immers, in het landschap is een verhang aanwezig dat door de aanwezigheid van stuwen kunstmatig is verlaagd. Ontwikkelingen in voorheen stromende wateren, die wijzen op het verloren gaan van stroming moeten daarom worden opgevat als een verarming t.o.v. de oorspronkelijke toestand. Verarming wil daarbij niet altijd zeggen dat het aantal soorten afneemt. Afhankelijk van de mate waarin soorten van stromend water zijn verdreven door soorten van stilstaand water kan een gradatie worden aangegeven.

7.4.2 Belasting met nutriënten en/of organische stoffen

In een van oorsprong voedselarm of matig voedselrijk water treedt bij periodieke of aanhoudende belasting met nutriënten eutrofiëring op. Alle aanvoer van water dat een hoger nutriëntengehalte bevat dan het aanwezige water kan als een belasting worden gezien. Voorbeelden van belastingen zijn lozingen van r.w.z.i.'s, uit- en/of afspoeling van nutriënten vanuit landbouwgronden, inlaten van voedselrijk (rivier-)water, voedselrijke kwel en atmosferische depositie. Door veranderingen in de trofische verhoudingen in het water komt eutrofiëring tot uiting in een hogere primaire productie (algenbloei) gepaard gaande met verschuivingen in de soortensamenstelling in de richting van een meer nutriënten-minnende vegetatie en soorten met een veelal hogere concurrentiekracht (macrofauna). Het voorkomen van (veel) meer soorten dan in de oorspronkelijke toestand is bepaald geen uitzondering. Veelal treedt uiteindelijk dominantie van een paar min of meer eurytope soorten op. In extreme gevallen treedt hypertrofie op. Hypertrofie gaat gepaard met zeer hoge waarden van het zuurstofgehalte van het water. Overdag treedt, door de aanwezigheid van een grote hoeveelheid levend plantaardig materiaal productie van zuurstof op (assimilatie) tot ver voorbij het verzadigingspunt.

's Nachts treedt weliswaar dissimilatie op maar het zuurstofgehalte blijft hoog. Doordat de gehalten van nutriënten niet meer limiterend zijn voor de plantengroei, ontwikkelen m.n. enkele soorten blauwalgen zich massaal en ongebreideld. Van een normale seizoenperiodiciteit is geen sprake. Een sterke afname van de hoeveelheid licht in de waterkolom maakt de ontwikkeling van hogere planten en groenalgen onmogelijk (Leentvaar 1979). Het aantal soorten macrofauna dat onder deze omstandigheden standhoudt, is zeer gering. Dominantie van enkele soorten is hiervan het gevolg. Hypertrofie komt van nature niet voor in Nederland.

Een gevolg van eutrofiëring kan secundaire saprobiëring zijn. Door de toename van de hoeveelheid biomassa neemt, na het groeiseizoen ook de hoeveelheid dode organische stof (detritus) toe. Afbraak van dit materiaal gaat in hoge mate ten koste van de hoeveelheid beschikbare zuurstof. Sterke schommelingen in het zuurstofgehalte en periodieke zuurstofloosheid kunnen hiervan het gevolg zijn. Reductie van het aantal soorten dat zich onder dergelijke omstandigheden kan handhaven, is hiervan het gevolg.

Een vergelijkbaar effect kan worden geconstateerd wanneer een water wordt belast met opgeloste organische stoffen m.n. afkomstig uit lozingen van b.v. r.w.z.i.'s of riooloverstorten. Juist doordat in dergelijke lozingen organische stof vaak in opgeloste (gehydrolyseerde) vorm aanwezig is, kan de afbraak (bij aanwezigheid van voldoende zuurstof) zeer snel verlopen en kan plotselinge daling van het zuurstofgehalte tot zeer lage waarden worden waargenomen.

Herstel van geëutrofiëerde en/of gesaprobiëerde systemen berust op het saneren van de bronnen van vervuiling en het verwijderen van een gedeelte van de dode of levende biomassa, waardoor kunstmatig de voedselrijkdom (de hoeveelheid aanwezige (potentiële) nutriënten resp. aanwezige organische stoffen) wordt verlaagd. Baggeren en schoning kunnen in dit verband als nuttige maatregelen worden beschouwd. Vaak blijkt dat sanering van de bronnen van vervuiling m.b.v. het instrumentarium van de waterbeheerders (WVO) slechts ten dele mogelijk is.

7.4.3 Relaties tussen masterfactoren en maatregelen

Aan de hand van de masterfactoren, die zijn benut als indelingscriteria van aquatische ecotootypen, worden de waterhuishoudkundige maatregelen kort toegelicht die op de desbetreffende factor van invloed kunnen zijn.

Chloriniteit

Gebieden die door brakke kwel continu dreigen te verzouten, pleegt men periodiek door te spoelen met zoet water ter voorkoming van nadelige gevolgen voor de landbouw. Dit doorspoelen kan zeer sterke veranderingen in het zoutgehalte in de wateren binnen de afwateringssystemen tot gevolg hebben. Wanneer geen zoet water voorhanden is, wordt wel het brakke water naar zee geloosd, wat tijdelijk een waterstandsverlaging met zich meebrengt. Menging met zoet regenwater resulteert daarna in een verlaging van het zoutgehalte t.o.v. de oorspronkelijke waarde. Levensgemeenschappen onder invloed van een sterk wisselend zoutgehalte zijn over het algemeen armer aan soorten dan die in meer constant brakke wateren.

Ook in zoete gebieden kunnen door het gebruik van gebiedsvreemd rivierwater (Rijn) als inlaatwater (bij gebrek aan kwalitatief beter) aanzienlijke fluctuaties in het ionengehalte in poldersystemen worden geconstateerd (het sterkst dicht bij het inlaatpunt). De fluctuaties van het zoutgehalte zijn in absolute zin vergeleken met die in brakke gebieden weliswaar veel geringer, maar het ecologische gevolg is van een vergelijkbare orde omdat de levensgemeenschappen in van oorsprong zoete gebieden dergelijke schokeffecten niet kunnen verdragen. Een gevolg van het inlaten van gebiedsvreemd water is veelal een verandering in de ionensamenstelling van het water die niet overeenstemt met de samenstelling in de referentiesituatie. Door allerlei interacties van het water met de bodem (b.v. adsorptie van fosfaat en andere macro-ionen) ontstaan nadelige effecten die herstel van de referentiesituatie aanzienlijk kunnen bemoeilijken en vertragen. Een gevolg van het op veel plaatsen inlaten van gebiedsvreemd water is dat de ionensamenstelling van dergelijke wateren steeds meer op elkaar en op die van Rijnwater gaat lijken. Ecologisch werkt dit verschijnsel nivellering van de binnen Nederland voorkomende levensgemeenschappen in de hand.

Stroming

In het voorgaande is reeds uitgebreid ingegaan op de gevolgen van normalisatie en kanalisatie in stromende wateren. Het verwijderen en/of verdiepen van het profiel ('verbeterde' ontwatering) met als doel de verplaatsing van bodemmateriaal en sediment (uitslijpen) te beperken door de stroomsnelheid van het water te verlagen en een snellere ontwatering van het stroomgebied te kunnen bereiken behoort eveneens tot de maatregelen. Met deze maatregelen wordt een groot deel van de dynamiek in het ontstaan en verdwijnen van habitats tenietgedaan. Hoewel minder drastisch, veroorzaken ze verschuivingen in de levensgemeenschappen waarbij echte 'rheofiele' soorten plaats moeten maken voor soorten uit zwak stromend of stilstaand water.

'Verbeterde' afwatering, d.w.z. het door aanleg van meerdere afvoerkanaalen nivelleren van de stroomsnelheidsfluctuaties in de hoofdstroom heeft een vergelijkbaar effect.

Dimensies (morfologie)

In de voorgaande alinea is reeds gesproken over het vergroten van de hydraulische doorsnee in stromende wateren. Door vergroting van het doorstroomde profiel wordt bij gelijkblijvende afvoer de stroomsnelheid lager. Effecten van dimensieveranderingen zijn daarom meestal beter te relateren aan veranderingen in het stromingsregime dan aan veranderingen in de dimensies van het water zelf. Doorgaans zullen bij vergroting van de hydraulische doorsnee, door verdieping, verbreding of aanleggen van een parallelle watergang het eerst de rheofiele soorten verdwijnen.

Schoning van watergangen voor de handhaving van de (water)transport- en bergingscapaciteit en ter voorkoming van het verlanden verandert weliswaar

weinig aan de afmetingen van een water, maar heeft, zij het tijdelijk, een ingrijpende invloed op de habitatstructuur en de levensgemeenschappen. Een eerder begroeide watergang verandert na schoning tijdelijk in een min of meer kale bak. In de meeste gevallen herstelt een dergelijk systeem zich in de loop van het seizoen vrij snel. Uit onderzoek is gebleken dat het laten staan van kleine gedeelten van de vegetatie de effecten van schoning op de macrofauna-levensgemeenschappen aanzienlijk kan beperken.

Het handhaven van de diepte van watergangen door periodiek verwijderen van bagger kan een positief effect hebben op de soortenrijkdom in door landbouwactiviteiten (afspoeling e.d.) beïnvloede wateren (Boeyen et al. 1991). Met een dergelijke maatregel wordt tevens voorkomen dat een water, door vermindering van de diepte in de tijd, periodiek droog komt te vallen. Het verlandingsproces in dergelijke (meestal stagnante) wateren wordt door baggeren teruggedraaid.

Het standaardiseren van oeverprofielen al of niet door het aanbrengen van oeverbeschermende maatregelen tegen afslag (hout, beton, nylon) indiceert eveneens niet direct een verandering in de afmetingen maar ook hier is van nivellering van de habitatstructuur sprake met mogelijk negatieve effecten op de ontwikkeling van flora- en faunagemeenschappen.

Het winnen van zand, grind en klei leidt dikwijls tot het ontstaan van zeer diepe wateren (30-40 m). In al dit soort wateren treedt stratificatie op. Onder de spronglaag, in het hypolimnion, is nagenoeg permanent sprake van zuurstofloosheid en duisternis. Op grotere diepten komen daarom maar zeer weinig soorten voor. Door de grote diepte is het talud van de oevers zeer steil ($> 45^\circ$). Oeverafslag, waarbij aanzienlijke hoeveelheden grond naar de diepte kunnen verdwijnen, komt regelmatig voor. De littorale zone in diepe wateren is hierdoor veelal zeer smal en door oeverafslag instabiel. De ontwikkelingsmogelijkheden van vegetatie en macrofauna zijn daarom uiterst beperkt.

Mate van permanentie

Grondwateronttrekkingen en kunstmatig peilbeheer t.b.v. landbouw kunnen invloed uitoefenen op de mate waarin wateren worden gevoed met kwel. Over het algemeen neemt door grondwateronttrekking de hoeveelheid kwel af. Peilverhogingen hebben eveneens een negatief effect op de hoeveelheid kwel (druktoename op de bodem) terwijl peilverlagings kweltoename kan veroorzaken. Afhankelijk van de kwaliteit van het kwelwater (m.n. ijzer, zuurstof, nitraat) kan de chemische samenstelling van wateren geleidelijk veranderen waardoor een aantal, met kwel geassocieerde soorten zullen verdwijnen. Veel ingrijpender zijn de effecten op de levensgemeenschappen (vooral macrofauna) wanneer door het (gedeeltelijk) wegvallen van ondergrondse wateraanvoer verdroging optreedt. Soorten die niet zijn voorbereid om een droge periode te overleven verdwijnen massaal. Er ontstaat in dergelijke situaties uit een permanent type een verarmd temporair type dat zich bij jaarlijks terugkeren van een droge periode door kolonisatie kan ontwikkelen tot een 'volwassen' temporair water.

Over het peilbeheer dat in het algemeen in Nederland wordt gevoerd voor de landbouwsector ('s zomers hoge en 's winters lage slootpeilen) moet worden vermeld dat dit ecologisch gezien onnatuurlijk is. Het is nog vrijwel onbekend welke effecten dit verschijnsel heeft op de ecologie van levensgemeenschappen.

Zuurgraad

Weinig waterhuishoudkundige maatregelen hebben direct invloed op de pH van het water. In feite kunnen echter alle maatregelen die op enigerlei wijze de chemie van watersystemen beïnvloeden, indirect invloed uitoefenen op het

gedrag van de pH. Slechts op langere termijn kan sprake zijn van een daadwerkelijke verandering van de gemiddelde zuurgraad (b.v. 'verbasing' als gevolg van regelmatige algenbloei).

Door aanvoer van neutraal/basisch gebiedsvreemd water of lozingen kan soms een pH-verandering in van nature voedselarme en matig voedselrijke licht zure wateren worden waargenomen. Effecten op de levensgemeenschappen in die wateren uiten zich door het verdwijnen van acidofiele en acidobionte soorten ten gunste van meer onder neutrale/licht basische omstandigheden voorkomende soorten.

Sommige lozingen (m.n. r.w.z.i.'s) kunnen een 'onnatuurlijk' stabiliserend effect uitoefenen op de pH van een water. Omdat de zuurgraad van het geloosde water vooraf wordt gecontroleerd en zonodig wordt bijgesteld met loog of zuur, doet zich in het ontvangende water het merkwaardige verschijnsel voor dat de pH niet of nauwelijks variatie vertoont. Wat hiervan de effecten zijn op de aanwezige biota is niet duidelijk.

Het door grondwateronttrekking of peilbeheer verdwijnen van kwelstromen kan in bepaalde gevallen aanleiding geven tot het zuurder worden van systemen door het verdwijnen van een bron van bicarbonaat. Hierdoor kan het interne buffersysteem worden beïnvloed waardoor een zeer geleidelijke verzuring kan ontstaan.

Tijdelijke verdroging ten gevolge van grondwateronttrekking of peilbeheer in samenhang met extreem droog zomerweer kan in overigens permanente systemen aanleiding geven tot plotselinge ernstige verzuring. Dit verschijnsel wordt veroorzaakt doordat in het sediment opgeslagen organische zwavelverbindingen en sulfiden eenmaal aan lucht blootgesteld zullen oxideren wat o.a. de vorming van zwavelzuur met zich meebrengt (Van Dam et al. 1981, Lillieroth 1950).

Verzurende depositie vormt met name voor zwak gebufferde wateren in kalkarme zandgebieden een bedreiging. Door aanhoudende aanvoer van zuur en potentiële zuur (Leuven & Schuurkes 1985) wordt de buffering, die in deze wateren van nature al gering is, steeds verder verlaagd. De pH kan daardoor dalen tot rond een gemiddelde van ± 4.1 (soms nog lager). Onder dergelijke omstandigheden komen alleen nog enkele acidofiele soorten voor.

Voedselrijkdom (trofie) en organische verontreiniging (saprobie)

(zie ook 7.4.2)

Lozingen van water rijk aan nutriënten en/of organische stoffen (o.a. r.w.z.i.'s, overstorten en drainagesystemen) brengen in van oorsprong voedselarme en matig voedselrijke systemen een verhoging van de voedselrijkdom met zich mee die de oorspronkelijke levensgemeenschappen doet verarmen. Karakteristieke soorten van oligotrofe wateren moeten daardoor plaats maken voor eutrofente soorten. Meestal treedt dominantie van een aantal concurrentiekrachtige soorten op. Een hogere graad van voedselrijkdom indiceert echter vaak een hogere soortenrijkdom.

Organische belasting brengt dikwijls een sterke daling van het aantal soorten met zich mee. Enkele soorten die ongevoelig zijn voor sterke fluctuaties in het zuurstofgehalte, domineren.

Vergelijkbare verschijnselen kunnen zich voordoen na het inlaten van gebiedsvreemd, voedselrijk water in poldergebieden en door af- en/of uitspoeling van meststoffen van landbouwgronden in de omgeving.

Ook na beeknormalisatie is een verhoging van het voedingsstoffengehalte te verwachten. Een stromend water is door het gebrek aan primaire productie een heterotroof systeem. Influx van voedingsstoffen (organische stof) vindt plaats door bladinvallende bomen en struiken langs de beek. Bij verandering van een stromend naar een (semi-)stagnant systeem worden vestigingsmogelijkheden geschapen voor primaire producenten waardoor het systeem geleide-

lijk meer autotroof wordt (Tolkamp 1980). Door accumulatie van organisch materiaal kan de mineralisatie verhoogd worden en daarmee het voedingsstofgehalte.

Het verwijderen van beekbegeleidende vegetatie (bossen, houtwallen e.d.) heeft m.b.t. de voedselrijkdom (organische stof) in de beek een negatief effect. Door een verhoging van de instraling ontstaan mogelijkheden voor de ontwikkeling van hogere waterplanten en algen.

8 EVALUATIE

8.1 Inleiding

De opdracht tot het ontwikkelen van een aquatische ecosysteemindeling was afkomstig van DGM in het kader van het PEIS-project en het RIZA. In 8.2 wordt ingegaan op de vraag in hoeverre de doelstellingen van beide opdrachtgevers gerealiseerd zijn en welke vragen c.q. onderdelen zijn blijven liggen of nader aandacht verdienen. Twee belangrijke aandachtspunten zijn de beschrijving van beïnvloedingsreeksen, waar mogelijke aansluiting met de STORA gewenst is (zie 8.3) en de geografische extrapolatie (zie 8.4). In 8.5 worden de gewenste ontwikkelingen in het aquatische ecotopensysteem zelf belicht. Een samenvatting van mogelijk toekomstig vervolg wordt in 8.6 gegeven.

8.2 Realisatie van de doelstellingen van het project

8.2.1 Realisatie doelstellingen met het oog op beoordeling ecosysteemrendement van stofmaatregelen (PEIS)

Het project PEIS-Ecosysteemrendement heeft tot doel het aangeven van de ecosysteemeffecten van maatregelen ter vermindering van de belasting van het milieu met toxische stoffen. Dit inzicht moet leiden tot een beter gefundeerd en - vooral - meer gedifferentieerd beleid t.a.v. milieuvreemde stoffen. In het stoffenbeleid zal nadrukkelijker rekening worden gehouden met verschillen in gevoeligheid voor een stof tussen verschillende aquatische ecotootypen, afhankelijk van de structuur en de eigenschappen ervan. Verder zullen ook de secundaire effecten van stoffen in ecosystemen meer aandacht krijgen: extrapolatie van soort- naar ecosysteemniveau. Door koppeling met geografische informatie (waar komen de aquatische ecotootypen voor?) en informatie over de belasting met stoffen (uit modellen voor de verspreiding van stoffen over Nederland) moet een globaal, landsdekkend beeld ontstaan van de effecten van stofmaatregelen (in de aquatische ecotootypen).

Hiertoe zal een serie modellen worden ontwikkeld waarmee stofeffecten per aquatische ecotootype kunnen worden aangegeven. De modellen moeten beschrijven hoe een stof zich in het ecosysteem gedraagt en wat de effecten ervan zijn. Hierbij wordt uitgegaan van reëel voorkomende, in het algemeen betrekkelijk lage stofconcentraties. Dit betekent dat de effecten zich afspelen binnen een aquatisch ecotootype; de effecten zullen meestal niet zo drastisch zijn dat het systeem van type verandert. De toxische stof is dus zelf geen masterfactor en er wordt van uitgegaan dat hij de masterfactoren die het systeem bepalen niet of slechts in geringe mate beïnvloedt.

Hoe is nu de relatie tussen het aquatisch ecotopensysteem en de modellen? Deze ligt op tweeërlei vlak:

- Het aquatische ecotootype bepaalt de biologische beschikbaarheid van de stof, d.w.z. de typebepalende factoren werken conditionerend voor het stofgedrag. Hierbij kan worden gedacht aan een lagere beschikbaarheid van stoffen in organisch rijkere systemen, of aan adsorptie-evenwichten en afbraaksnelheden die afhankelijk zijn van de pH.
- De primaire effecten van de stof (dosis-effectrelaties) worden 'opgehangen' binnen de structuur van het systeem. Deze structuur, met daarin de ecologische relaties tussen de soorten of soortengroepen, ligt dus vast; de toxische stof grijpt hierin op bepaalde punten aan en remt bijvoorbeeld de groei van bepaalde organismen. Met het model kunnen

dan secundaire effecten als doorvergiftiging of verschuivingen elders in het systeem worden berekend.

Waar hierboven 'aquatisch ecotootype' staat kan in sommige gevallen ook een type van een hoger aggregatieniveau zoals een ecoserietype worden gelezen. Het hangt ervan af welke factoren in een concreet geval tot de splitsing in twee typen hebben geleid. In de praktijk zullen ook overgangen tussen typen voorkomen. Door via een continue schaal te variëren parameterwaarden kan hieraan in de modellen recht worden gedaan. De algemene vraag hoeveel modellen er uiteindelijk gemaakt moeten worden (één per ecotootype, één per ecoserietype, of iets daartussenin) wordt nog even in het midden gelaten, mede gezien het feit dat verdere invulling van het ecoserieniveau nog moet plaatsvinden.

Een belangrijk punt is de ecologische 'invulling' of karakterisering van de aquatische ecotootypen. Deze heeft in dit project nog slechts ten dele plaatsgevonden, namelijk alleen op soortniveau voor de macrofyten en macrofauna. Voor de modellering van stoeffecten is het van belang om de karakterisering van de typen verder uit te werken in de richting van functionele groepen (groepen van soorten met een vergelijkbare plaats in de voedselketen) en om er tegelijkertijd ook andere groepen organismen bij te betrekken (met name hogere organismen zoals vissen, vogels). Een belangrijke reden om uit te gaan van functionele groepen is dat er meestal over slechts een of twee vertegenwoordigers van een functionele groep toxicologische gegevens beschikbaar zijn. Een tweede reden is dat de complexiteit van de modellen op deze wijze beter in de hand kan worden gehouden.

Samengevat biedt het nu ontwikkelde ecotopensysteem een bruikbaar uitgangspunt voor het doel van PEIS, maar het zal op korte termijn verder, vooral in functionele zin, moeten worden ingevuld. Ook zal de hiërarchie in het aquatisch ecotopensysteem verder gestalte moeten krijgen.

8.2.2 Realisatie doelstellingen met het oog op waterhuishoudkundige toepassingen

Voor toepassing in het waterhuishoudkundig beleid is als doel aangegeven dat er een aquatische typologie opgesteld moet worden, aansluitend op het ecotopensysteem voor terrestrische systemen op basis van biotische en abiotische kenmerken. Deze typologie moet geschikt zijn als basis voor het leggen van een relatie tussen waterhuishoudkundige veranderingen en de gevolgen voor aquatische ecosystemen.

De opstelling van de typologie is gerealiseerd. Ook is instrumentarium voor toedeling van opnamen aan typen gereedgekomen. Deze toedeling is op de eerste plaats noodzakelijk voor de toetsing. Het resultaat zoals dat nu voorligt kan beschouwd worden als het raamwerk, dat zeker nog aangevuld en verbeterd moet worden. Toetsing heeft nog vrijwel niet plaatsgevonden.

Ten aanzien van de toepasbaarheid van de voorliggende typologie in het kader van de landelijke waterhuishoudkundige beleidsanalyse zijn gedurende het project en in discussie met de begeleidingscommissie enkele belangrijke punten naar voren gekomen.

Voor toepassing in het PAWN-instrumentarium is het nodig dat het voorkomen van de typen geografisch wordt bepaald (GIS) bijvoorbeeld aansluitend op de Landschapsecologische Kartering van Nederland (LKN). Daarbij is het gewenst als referentie per ruimtelijke eenheid inzicht te hebben in de oorspronkelijke typen naast de actuele situatie. Historische biotische informatie voorziet niet in deze lacune, doordat dit slechts in incidentele gevallen voorhanden is. De oplossing lijkt te liggen in een koppeling van de typologie met een geografische beschrijving, door middel van meer

conditionerende abiotische parameters op hoger abstractieniveau (ecoserie). Dit wordt in dit rapport alleen genoemd, maar niet uitgewerkt. Dat moet in de toekomst gebeuren.

Voor het hanteren van de aquatische typologie bij het waterhuishoudkundig beleid is een zo goed mogelijk landsdekkende beschrijving nodig. Hierbij doen zich een aantal vragen van representativiteit en beschikbaarheid van gegevens voor. Geeft een bemonstering op één locatie een goed beeld van een water? Is dat water indicatief voor een groep van vergelijkbare wateren, waarover geen informatie voorhanden is? Is er een redelijk evenwichtig landsdekkend bestand voorhanden? Voor dit laatste lijkt het STORA-bestand het meest bruikbaar te zijn.

Voor de invulling van beïnvloedingsreeksen wordt in dit rapport een eerste aanzet gegeven. Mogelijk kunnen hier de resultaten van het STORA-onderzoek naar beoordelingsmethoden voor watertypen een bijdrage geven aan de invulling (zie 8.3).

Belangrijke ingrepen in de waterhuishouding betreffen kanalisatie en normalisatie. Het huidige PAWN-instrumentarium biedt hiervoor nu geen aanknopingspunten. Hierin zal moeten worden voorzien, teneinde ook voor deze factoren scenario-analyse mogelijk te maken.

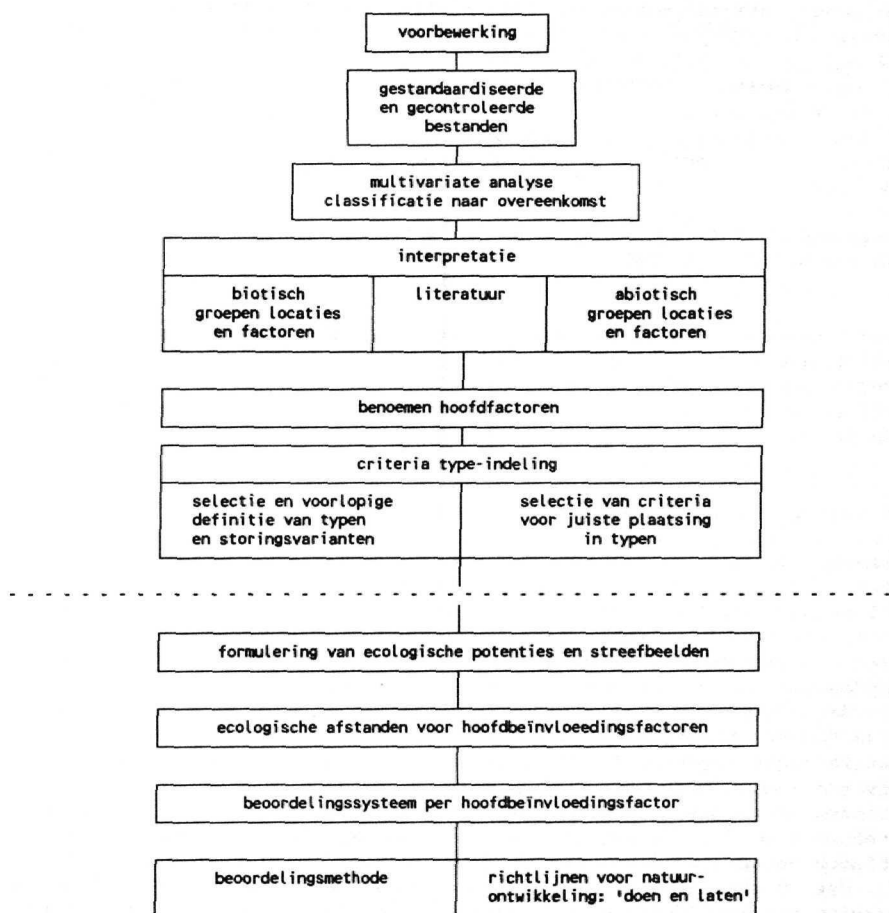
Samenvattend kan geconcludeerd worden dat de basis er is. Er zullen echter nog een aantal zeer essentiële elementen ingevuld moeten worden voordat een informatiesysteem voor aquatische ecosystemen werkelijk onderdeel kan uitmaken van het instrumentarium voor de landelijke waterhuishoudkundige analyse.

8.3 De relatie met de STORA

In opdracht van de Stichting Toegepast Onderzoek Reiniging Afvalwater (STORA) wordt onderzoek gedaan om ecologische beoordelingsmethoden voor het oppervlaktewater te ontwikkelen. Doel van het STORA-project is per watertype de ecologische normdoelstellingen uit te werken zoals die zijn weergegeven in het IMP-water 1985-1990 en deze toetsbaar te maken voor de waterbeheerders. De STORA ontwikkelt daartoe beoordelingsmethoden die het mogelijk moeten maken om veranderingen binnen watertypen aan te kunnen geven en te beoordelen. De STORA gaat daarbij om pragmatische redenen in eerste instantie uit van de vijf meest voorkomende watertypen in Nederland, nl. stromende wateren (beken en kleine rivieren), sloten, kanalen (inclusief vaarten en weteringen), meren en plassen (niet stratificerend), zand-, grind- en kleigaten (wel stratificerend). Dit is een voorlopige werkindeeling. Bij de keuze van de hoofdtypen is uitgegaan van typen zoals die door de CUWVO (1988) zijn omschreven (3.5.1). Voor elk hoofdtype heeft de STORA een apart deelproject opgezet om te komen tot een typering van de aquatische ecosystemen binnen dat hoofdtype. Omdat er een ecologische beoordelingsmethode ontwikkeld wordt zullen zowel biologische, fysisch/chemische, hydrologische, morfologische als beheervariabelen meegenomen worden in de beschrijving van ecosysteemtypen. De werkwijze van de STORA is weergegeven in figuur 8.1.

De benadering van de STORA en het aquatische ecotopensysteem hebben met elkaar gemeen dat er met abiotische én biotische gegevens door middel van een iteratief proces naar een indeling wordt gewerkt.

In figuur 8.2 staan beide routes om tot een indeling te komen. De STORA werkt in beginsel via een bottom-up benadering: de basisgegevens van waterbeheerders worden geclusterd op grond van de soortensamenstelling en vervolgens gekoppeld aan abiotische factoren. Het CML/IBN stelt eerst combinaties van abiotische factoren samen, geeft vervolgens ecologische

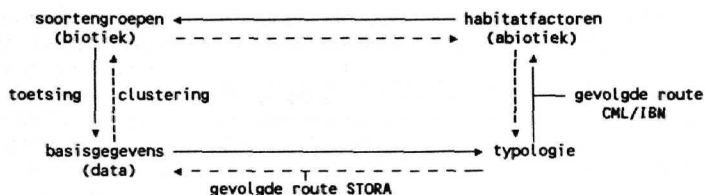


Figuur 8.1: Schematische weergave van de methodologie gevolgd door de STORA.

soortengroepen die bij deze combinaties horen en toetst de zo ontstane typologie aan gegevens uit het veld.

Hoewel er door de STORA een andere weg wordt gevolgd dan door het CML/IBN is de gedachte achter beide benaderingen gelijk. In beide benaderingen wordt ernaar gestreefd bij de indeling zoveel mogelijk uit te gaan van biotische en abiotische factoren die bepalend zijn voor verschillen in soortensamenstelling tussen aquatische ecosystemen. Dit betekent dat de beide wegen uiteindelijk tot een vergelijkbare indeling kunnen leiden. In beide benaderingswijzen zijn er mogelijkheden om beïnvloedingsreeksen en/of varianten op te stellen.

Bij de verdere uitwerking van de aquatische ecotopenindeling van IBN/CML bestaat de behoefte de indeling te toetsen aan de hand van data over het



Figuur 8.2: Totstandkoming van twee typologieën: de benadering van de STORA en die van het CML/IBN

voorkomen van macrofauna en macroflora in combinatie met gegevens over het abiotisch milieu. Hiervoor zouden de gegevens die al door de STORA zijn verzameld goed gebruikt kunnen worden. Er bestaan derhalve goede redenen om bij de verdere uitwerking van het systeem te komen tot een samenwerking met de STORA.

8.4 Geografische extrapolatie

Een van de behoeften van zowel DGM als RIZA (zie 8.2) is om, ten behoeve van de planning en voorspelling, te beschikken over een ruimtelijk overzicht van het voorkomen van ecotootypen. De ruimtelijke basis voor een dergelijke geografische extrapolatie zou kunnen bestaan uit een overzicht van de ecoseries in Nederland. Deze zijn gedefinieerd op grond van bodem, hydrologie en morfologie, kenmerken die voor een belangrijk deel kunnen worden afgeleid uit bestaand kaartmateriaal. Op grond van gegevens over soorten en abiotische factoren kan vervolgens per ecoserie worden ingeschat welke ecotootypen voorkomen. Bij grotere wateren zoals plassen en rivieren is het waarschijnlijk mogelijk ruimtelijk aan te geven welke ecotootypen binnen de ecoserie voorkomen. Bij kleinere typen wateren zoals sloten, vennen e.d. kan worden volstaan de procentuele verdeling van ecotootypen binnen een ecoserietype aan te geven per ecodistrict of waterschap.

Het ruimtelijk voorkomen van ecotootypen kan in principe op twee manieren worden bepaald. De eerste mogelijkheid is een benadering waarbij het voorkomen van ecotootypen volledig wordt afgeleid uit basisgegevens over soorten en abiotische factoren. Daarbij kan onder meer worden gedacht aan de gegevens die zijn verzameld door de waterschappen en provincies. Waar gegevens aanwezig zijn over abiotische factoren kunnen deze, voor zover aansluitend bij de factoren gehanteerd als indelingskenmerken bij de ecotopenindeling, direct worden vertaald in termen van ecotootypen. Gegevens over soorten kunnen worden omgezet naar informatie over ecotootypen door gebruik te maken van de computerprogramma's zoals in dit project ontwikkeld. De laatste methode wordt gevolgd in het project 'Landschapsecologische Kartering van Nederland' (LKN), waarbij provinciale gegevens over het voorkomen van plantesoorten en vegetaties worden vertaald in de presentie en oppervlakte van terrestrische ecotootypen. Wellicht kan er aansluiting worden gezocht bij dit project.

De ervaring met de LKN leert echter dat een dergelijke benadering, uitgaande van de basisgegevens, veel tijd en menskracht kost; gedacht moet worden in termen van vele jaren. Wanneer op kortere termijn gegevens nodig zijn over het ruimtelijk voorkomen van aquatische ecotootypen is een andere mogelijkheid gebruik te maken van een methode waarbij op grond van de omschrijving van de ecotootypen aan deskundigen (hydrobiologen werkzaam

bij provincies en waterschappen) wordt gevraagd aan te geven wat de geschatte verdeling over ecotootypen binnen een ecoserie en binnen een provincie/waterschap is. Een inventarisatie gebaseerd op kennis van deskundigen is noodzakelijkerwijs globaal van karakter, maar geeft wel de mogelijkheid om op vrij korte termijn een ruimtelijk dekkend beeld van de verspreiding van ecotootypen in Nederland te vervaardigen. Een vergelijkbaar overzicht op basis van deskundigen-inschatting is gemaakt door Torenbeek (1988). Het aantal 'ecotootypen' is daarin nog beperkt. Voordat wordt begonnen met een dergelijk landelijk overzicht met de huidige ecotootypen, lijkt een toetsing van de huidige indeling gewenst. Het is pas zinvol energie te steken in een landelijk overzicht wanneer duidelijk is dat de indeling zo robuust is dat er geen grote wijzigingen te verwachten zijn.

8.5 Gewenste ontwikkelingen in het aquatisch ecotopensysteem

8.5.1 Beschrijving van beïnvloedingsstadia

Voordat het aquatisch ecotopensysteem toegepast kan gaan worden zijn enkele aanvullingen noodzakelijk. Enerzijds is al eerder in het rapport geconstateerd dat het toedelingssysteem niet compleet is. Het bevat immers alleen beschrijvingen van bestaande, zo min mogelijk beïnvloede wateren. De herkenbaarheid van beïnvloede wateren neemt daardoor af bij een toename van de mate van beïnvloeding. Bij het verwerken van opnamen uit dergelijke wateren bestaat het risico dat onvoldoende informatie over de oorspronkelijke toestand aanwezig is om de opname correct toe te delen.

Als uitbreiding van het aquatische ecotopensysteem zullen daarom de belangrijkste en meest ingrijpende vormen van beïnvloeding moeten worden beschreven in de vorm van beïnvloedingsstadia die aan het toedelingssysteem worden toegevoegd. Hieronder vallen normalisatie en kanalisatie en belasting met organische stoffen en/of nutriënten. Daarnaast zal een koppeling gelegd moeten worden met een systeem van een hoger abstractie- of aggregatieniveau (b.v. ecoserie) waaruit de oorspronkelijke referentie beter is af te leiden.

Het (mede)gebruik van grotere databestanden van recente datum waarin naast beïnvloeding ook de wijze van beheer is gedocumenteerd (b.v. STORA, MEETLAT), biedt hiervoor mogelijkheden. Anderzijds dient de toetsing op externe consistentie (aan abiotische factoren) nog plaats te vinden. Dit is echter ook afhankelijk van het voorgaande.

8.5.2 Screening van de ecologische groepen

Bij het toedelen van macrofaunasoorten aan ecologische groepen zijn twee sporen gevolgd. Enerzijds werden de in de literatuur aanwezige soortengroepen, ontstaan uit clusterbewerkingen van opnamen, als geheel aan ecotopen toegewezen. Anderzijds werden specialisten geconsulteerd die iedere soort apart aan het stelsel van ecotopen toevoegen. Tussen beide werkwijzen bleek vaak een verschil. De toewijzing per groep van soorten gaf dikwijls niet het optimale beeld van de verspreiding per individuele soort. Sommige soorten bleken soms met een veel te hoge kenmerkendheid-abundantiescore aan een ecotootype te zijn toegewezen. Het verdient aanbeveling een dergelijke consultatie door deskundigen voor alle taxonomische groepen te laten plaatsvinden. Hiervoor zullen mogelijk ook buitenlandse experts moeten worden benaderd. Daarnaast is toetsing, van zowel de macrofauna als de macrofyten, op interne consistentie (de consistentie van de soortengroepen) nodig. Hierbij dient te worden nagegaan of groepen van soorten die zijn

toegewezen aan éénzelfde type ook inderdaad in dezelfde (groep) van monsters wordt aangetroffen. Hiervoor zijn gegevens nodig die niet zijn gebruikt bij het opstellen van de indeling.

8.5.3 Aanvullingen op de ecologische groepen

Een aantal taxa, met name Chironomidae, bevatten nog vele niet geheel tot op soort identificeerbare groepen en aggregaten. In de loop van de tijd zijn/worden steeds meer van deze groepen taxonomisch ontrafeld en kunnen nieuwe soorten aan de lijst worden toegevoegd. Daarnaast worden namen soms gewijzigd en worden geheel nieuwe soorten gevonden. Het gevolg hiervan is dat in het toedelingssysteem van tijd tot tijd de meest recente wijzigingen zullen moeten worden doorgevoerd. Ook is het aanbevelenswaardig de toewijzing van soorten die op grond van oudere gegevens vermeld zijn onder de naam van een groep of aggregaat te herzien wanneer het aggregaat wordt opgesplitst in verschillende soorten. Dit vraagt om een deskundig onderhoud van de basissoortenlijst. Daarnaast dient te worden nagegaan of nieuwe organismengroepen aan de indeling moeten worden toegevoegd; b.v. helofyten aan de macrofytenlijst, microfyten aan de grotere wateren, de vissen aan de totaalijst.

8.5.4 Toedelingsprogramma's

In hoofdstuk 6 is een vergelijking gepresenteerd tussen AQUATYP en FAUNATYP, beide computerprogramma's om opnamen aan aquatische ecotooptypen toe te delen. Deze vergelijking is in een vroeg stadium van het onderzoek met een voorlopig, onvolledig macrofaunabestand uitgevoerd op een atypische dataset. Er is behoefte aan een zorgvuldigere vergelijking met het definitieve macrofaunabestand en een representatief (in de zin van spreiding over verscheidene watertypen) aantal nieuwe opnamen. Deze vergelijking is niet bedoeld om te kunnen kiezen tussen beide programma's. De programma's bepalen ieder een eigen aspect van het ecosysteem. De vergelijking kan echter wel duidelijker aangeven wat de voor- en nadelen zijn van ieder programma t.a.v. toepassing voor verschillende doeleinden.

8.6 Een mogelijk vervolg

- Het macrofaunabestand dient nog nader door specialisten te worden gescreend. Tevens dient dit bestand regelmatig te worden bijgewerkt. Het IBN fungeert in deze als bronhouder.
- Het aquatische ecotopensysteem zal op interne en externe consistentie dienen te worden getoetst.
- De aard en mogelijkheden van de toedelingsprogramma's dient nauwkeuriger te worden bepaald.
- Om de aquatische ecotopenindeling nader te differentiëren dienen beïnvloedingsreeksen te worden ingevuld en toegevoegd (samenwerking STORA) met name t.a.v. kanalisatie, normalisatie, organische belasting en eutrofiëring. Hierna kan eventueel een koppeling met normering en/of natuurwaardering plaatsvinden.
- De hiërarchie in het aquatisch ecotopensysteem oftewel de relatie van de aquatische ecotooptypen met de hogere aggregatieniveaus zal nader dienen te worden ingevuld.
- Voor de toepassing in het PAWN-instrumentarium en voor de modellering (PEIS) is het nodig dat het voorkomen van de aquatische ecotooptypen geografisch wordt bepaald (GIS). Hiertoe zal een methode dienen te worden ontwikkeld. Daarbij is eveneens kennis van de geografische spreiding van

- de oorspronkelijke typen nodig.
- Voor de koppeling aan de modellen uit het PEIS-project is een nadere invulling nodig van de functionele groepen en andere organismengroepen per aquatische ecotooptype alsmede kennis van dosis-effectrelaties binnen de typen.

REFERENTIES

- Acht, W. van & W. Jansen 1978. Ecologische kwaliteiten van zandwinplassen in Overijssel. -vooronderzoek-. Vakgroep Natuurbeheer en Cultuurtechniek. LH, Wageningen.
- Baas, T.A. (red.) 1987. Wilde planten in Noord-Holland; een onderzoek door de Provincie Noord-Holland. Joh. Enschedé en Zonen, Haarlem.
- Bakker, T.W.M., J.A. Klijn & F.J. Zadelhoff 1979. Duinen en duinvalleien; een landschapsecologische studie van het Nederlandse duingebied. Pudoc, Wageningen.
- Barendregt, A. & M.J. Wassen 1989. Het hydro-ecologisch model ICHORS (versies 2.0 en 3.0); de relaties tussen water- en moerasplanten en milieufactoren in Noord-Holland. Interfakultaire Vakgroep Milieukunde, RU, Utrecht.
- Beltman, B. & W. Rietveld 1981. Sampling macrofauna in ditches. Hydrobiol. Bull. 15(3): 153-159.
- Bloemendaal, F.H.J.L. & J.G.M. Roelofs, 1988. Waterplanten en waterkwaliteit. Wetenschappelijke Mededelingen no.45. KNNV, Utrecht.
- Boeyen, J.H., C.N. Beljaars, J.Th.F. Heijs, & R. van Gerve 1991. Baggeren in poldergebieden; relatie met waterkwaliteit. Rapportage lange termijn-onderzoek. Zuiveringsschap Hollandse Eilanden en Waarden, Dordrecht.
- Brink, F.W.B. van den 1990. Typologie en waardering van stagnante wateren langs de grote rivieren in Nederland, op grond van waterplanten, plankton en macrofauna, in relatie tot fysisch-chemische parameters; deel 1. Publicatie no. 25-1990. Vakgroep Aquatische Oecologie en Biogeologie, KU, Nijmegen.
- Brink, F.W.B. van den 1990. Typologie en waardering van stagnante wateren langs de grote rivieren in Nederland, op grond van waterplanten, plankton en macrofauna, in relatie tot fysisch-chemische parameters; deel 2, bijlagen. Vakgroep Aquatische Oecologie en Biogeologie, KU, Nijmegen.
- Buskens, R. 1983. De makrofauna, in het bijzonder de chironomiden, en de vegetatie van een vijftigtal geëutrofiëerde, zure of laag alkaline stilstaande wateren op de Nederlandse zandgronden. Rapport no. 159, Lab. voor Aquatische Oecologie, KU, Nijmegen.
- Claassen, T.H.L. 1987. Typologie en normstelling. Een aquatisch-oecologisch onderzoek in Friesland. Diss. KU Nijmegen. Krips Repro, Meppel.
- Cuppen, H.P.J.J. 1980. De macrofauna in een aantal droogvallende en permanente stilstaande wateren in het ruilverkavelingsgebied Brummen-Voorst. Regionale Milieuraad Oost-Veluwe, Apeldoorn.
- Cuppen, H.P.J.J. & C. Visser 1983. Concepttypologie van de makrofauna van tijdelijke zoete aquatische milieus in Nederland. Werkgroep Biologische Waterbeoordeling, Subgroep Standaardisatie.
- CUWVO 1988. Ecologische normdoelstellingen voor nederlandse oppervlaktewateren. Coördinatiecommissie uitvoering wet verontreiniging oppervlaktewateren, werkgroep V-1, 's-Gravenhage.
- Dam, H. van, G. Suurmond & C.J.F. ter Braak 1981. Impact of acidification on diatoms and chemistry of Dutch moorland ponds. Hydrobiologia 83, 425-459.
- Dessel, B. van 1988. Ecologische inventarisatie van het IJsselmeer. RIN-rapport 88/36, RIN, Texel.
- Dijk, H.W.J. van 1974. Watervegetaties in Zuid- en Midden-Limburg in 1970. Stud. verslag, Vegetatiekunde en Exp. Oecologie, UV Amsterdam.
- Gezondheidsraad 1989. Ecologische normen waterbeheer. Derde deeladvies. Beschrijving van de parameters. 's-Gravenhage.

- Hammen, H. van der, T.H.L. Claassen & P.F.M. Verdonchot (red.) 1984. Handleiding voor hydrobiologische milieu-inventarisatie. Eindverslag IAWM subwerkgroep Hydrobiologie. IAWM 3C, Haarlem.
- Hammen, H. van der, in voorb.. Ecologische indeling van de oppervlaktewateren in de provincie Noord-Holland (Exacte titel onbekend), Diss.
- Hartog, C. den 1974. Brackish-water classification, its development and problems. *Hydrob. Bull.* 8: 17-28.
- Havas, M. 1981. Physiological response of aquatic animals to low pH. In: R. Singer (ed.), Effects of acidic precipitation on benthos. Proc. Symp. Colgate University, Hamilton, N.Y. August 8-9/1980: 49-65. N.A.B.S.
- Higler, L.W.G. 1977. Macrofauna-cenoses on Stratiotes plants in Dutch broads. (Diss.). UV Amsterdam. Van Beek, Hooglanderveen.
- Higler, L.W.G. & A.W.M. Mol 1984. Ecological types of running water based on stream hydraulics in the Netherlands. *Hydrob. Bull.* 18(1): 51-57.
- Higler, L.W.G. 1988. A worldwide surface water classification system. UNEP/UNESCO, Paris.
- Higler, L.W.G. & F.F. Repko 1988. Analyse van de macrofauna van de Hierden-se beek. RIN-rapport 88/53. RIN, Leersum.
- Hill, M.O. 1979. TWINSPLAN - A FORTRAN programme for arranging multivariate data in an ordered two-way table by classification of the individuals and attributes. Ecology & Systematics. Cornell University, Ithaca, New York.
- Hoek, W.F. van der & J.G.M. Cuppen 1989. Life cycle and growth of Trichostegia minor Curtis in temporary woodland pools (Trichoptera: Phryganeidae). *Hydrobiol. Bull.* 23 (2): 161-168.
- Hynes, H.B.N. 1970. The ecology of running waters. Liverpool Univ. Press, Liverpool.
- Klee, O. 1975. Hydrobiologie; Einführung in die Grundlagen Beurteilungskriterien für Trinkwasser und Abwasser. DVA, Stuttgart.
- Klijn, F. 1988a. Milieubeheergebieden. CML-mededelingen 37, Leiden.
- Klijn, F. 1988b. Ecoseries, aanzet tot een standplaatstypologie. CML-mededelingen 45, Leiden.
- Klijn, F., J.B. Latour, M.I. Nip, C.L.G. Groen & H.A. Udo de Haes 1990. De milieukwaliteit van ecodistricten. Deel 1: Ecologische normstelling en milieukwaliteitsbepaling. RIVM rapport 751901002/ CML mededelingen 62, RIVM/CML, Bilthoven/Leiden.
- Klijn, F., J.B. Latour, M.I. Nip, C.L.G. Groen, H.A. Udo de Haes, M.M.H.E. van den Berg & J.J. Hofstra 1990. De milieukwaliteit van ecodistricten. Deel 2: Methode en aanzet tot uitwerking. RIVM rapport 751901003/ CML mededelingen 63, RIVM/CML, Bilthoven/Leiden.
- Krebs, B.P.M. 1981. Aquatische macrofauna van binnendijkse wateren in het deltagebied. Deel 1: Zuid-Beveland. DIHO Rapporten en verslagen nr. 1981-8. DIHO, Yerseke.
- Krebs, B.P.M. 1984. Aquatische macrofauna van binnendijkse wateren in het deltagebied. Deel 2: Zeeuws Vlanderen, Oostelijk deel. DIHO Rapporten en verslagen nr. 1984-2. DIHO, Yerseke.
- Krebs, B.P.M. 1985. Aquatische macrofauna van binnendijkse wateren in het deltagebied. Deel 3: Noord-Beveland, Tholen en St. Philipsland. DIHO Rapporten en verslagen nr. 1985-9. DIHO, Yerseke.
- Krebs, B.P.M. 1990. Aquatische macrofauna van binnendijkse wateren in het deltagebied. Deel 4: Schouwen-Duiveland. DIHO Rapporten en verslagen nr. 1990-07. DIHO, Yerseke.
- Kroon, H. de, H. de Jong & J.T.A. Verhoeven 1985. The macrofauna distribution in brackish inland waters in relation to chlorinity and other factors. *Hydrobiologia* 127: 265-275.

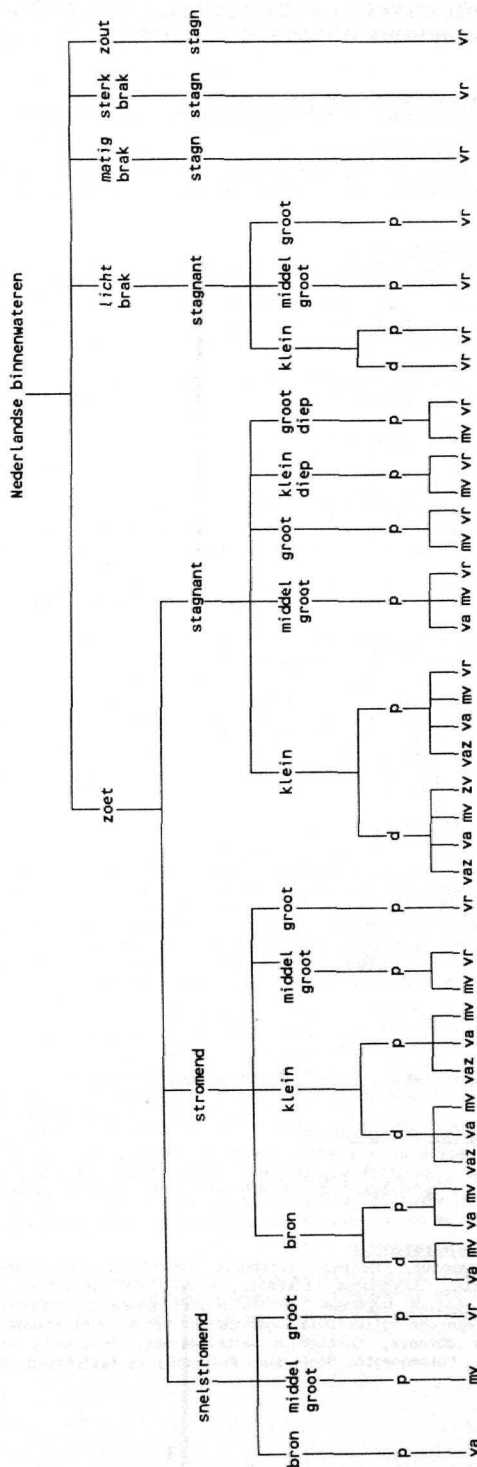
- Lange, L. de & M.A. de Ruiter (red.) 1977. Biologische waterbeoordeling; Methoden voor het beoordelen van Nederlands oppervlaktewater op biologische grondslag. Inst. Milieuhyg. Gezondh.techn. TNO, Delft.
- Leentvaar, P. 1979. Zeven criteria voor hypertrofie. H2O 12(17): 368-372 en 387.
- Leuven, R.S.E.W. & J.A.A.R. Schuurkes 1985. Effecten van zure neerslag op zwak gebufferde en voedselarme wateren. Publikatiereeks Lucht nr. 47. Min. VROM, 's-Gravenhage.
- Leuven, R.S.E.W. 1988. Impact of acidification on aquatic ecosystems in the Netherlands with emphasis on structural and functional changes. Diss. KU Nijmegen. Krips Repro, Meppel.
- Lillieroth, S. 1950. Über Folgen kulturbedingter Wasserstand-senkungen für Makrophyten und Planktongemeinschaften in seichten Seen des südschwedischen Oligotrophiegebietes. Acta Limnologica 3: 1-288.
- Maarel, E. van der & P.L. Dauvellier 1978. Naar een globaal ecologisch model voor de ruimtelijke planning. Staatsuitgeverij, 's-Gravenhage.
- Meijden, R. van der 1990. Heukel's Flora van Nederland. 21e editie, Wolters-Noordhoff, Groningen.
- Ministerie van Verkeer en Waterstaat 1989. Derde Nota Waterhuishouding. Staatsuitgeverij, 's-Gravenhage.
- Ministerie van Volkshuisvesting, Ruimtelijk Ordening en Milieubeheer 1989. Omgaan met Risiko's. Tweede Kamer 1988-1989, 21137, nr. 5, 's-Gravenhage.
- Moller Pillot, H.K.M. & B.P.M. Krebs 1981. Concept van een overzicht van de oekologie van chironomidenlarven in Nederland.
- Moller Pillot, H.K.M. & R.F.M. Buskens 1990. De larven der nederlandse Chironomidae (Diptera) Deel C: Autoekologie en verspreiding. Nederlandse Faunistische Mededelingen 1C, Stichting European Invertebrate Survey-Nederland, Leiden.
- Paarlberg, A. & H.H. Tolkamp 1990. Macrofauna van de Zuidlim-burgse beken. Natuurhistorisch maandblad 79/3-4 1990: 105-115.
- Piket, J.J.C. et al. 1987. Atlas van Nederland. Deel 16: Landschap. Stichting Wetenschappelijke Atlas van Nederland. Staatsuitgeverij, 's-Gravenhage.
- Ploeg, D.T.E. van der 1990. De Nederlandse fonteinkruiden. Wetenschappelijke Mededelingen no.195, KNNV, Utrecht.
- Preston, F.M. 1962. The canonical distribution of commonness and rarity: part 1. Ecology 43: 185-215.
- Provincie Noord-Holland 1990. Makrofauna rond Amsterdam. Onderzoeksrapporten Dienst Ruimte en Groen, Haarlem.
- Provincie Zuid-Holland 1990. Ecologische beoordeling van kleine wateren in Zuid-Holland. Prov. Zuid-Holland, Dienst water en milieu, 's-Gravenhage.
- Redeke, H.C. 1948. Hydrobiologie van Nederland. De zoete wateren. Posthume uitgave. Herdruk, 1975. Bakhuys en Meesters, Amsterdam.
- RIN 1979. Natuurbeheer in Nederland; Levensgemeenschappen. Pudoc, Wageningen.
- Runhaar, J. 1989a. Toetsing van het ecotopensysteem, hoofdrapport. CML-mededelingen 48a, Leiden.
- Runhaar, J. 1989b. Toetsing van het ecotopensysteem, rapportage van het veldwerk. CML-mededelingen 48b, Leiden..
- Runhaar, J., C.L.G. Groen, R. van der Meijden & R.A.M. Stevers 1987. Een nieuwe indeling in de ecologische groepen binnen de Nederlandse flora. Gorteria 13, nr 11/12: 277-359.
- Schaminée, J., B. Lanjouw & P. Schipper 1990. Een nieuwe indeling van de waterplantengemeenschappen (Potametea) in Nederland. Stratiotes (1) nr. 1: 5-16.

- Sinnige, C.A.M, W.L.M. Tamis & F. Klijn 1991. Aanzet tot een ecotopenclas-
sificatie toegespitst op de bodemfauna. CML-report 75. Centrum voor Mi-
lieukunde, Leiden.
- Smitsaert, H.R. 1959. Limburgse beken. RIVON Mededeling No. 52, Natuurhis-
torisch Maandblad 48: 7-18, 35-47, 70-78.
- Smit, H. 1990. Hydrobiologisch onderzoek van kleine wateren in Zuid-
Holland. Prov. Zuid-Holland, Dienst ruimte en groen, dienst water en
milieu, 's-Gravenhage.
- Stevens, R.A.M., J. Runhaar, H.A. Udo de Haes & C.L.G. Groen 1987a. Het
CML-ecotopensysteem, een landelijke ecosysteemtypologie toegespitst op
de vegetatie. Landschap 4 (2): 135-150.
- Stevens, R.A.M., J. Runhaar, H.A. Udo de Haes & C.L.G. Groen 1987b. Het
CML-ecotopensysteem: Uitwerking voor noord-, west-, en zuidwest- Neder-
land. CML-mededelingen 34, Leiden.
- Tolkamp, H.H. 1980. Organism-substrate relationships in lowland streams.
Diss. LH Wageningen. Pudoc, Wageningen.
- Tolkamp, H.H. 1983. Beken in Zuid-Limburg. Natura 80(1)(904): 102-108.
- Tongeren, O. van 1986. FLEXCLUS, an interactive flexible cluster program.
Acta Bot. Neerl. 35: 137-142.
- Torenbeek, R. 1988. Hydrobiologie en waterhuishouding: Een beleidsvoorbe-
reidende studie. RIN-rapport 88/55. Rijksinstituut voor Natuurbeheer,
Leersum.
- Torenbeek, R. & M.E.A. van Gijsen 1990. Ecologische doelstellingen en
beoordelingsmethode voor stromende wateren in Drenthe. Zuiveringsschap
Drenthe, Assen.
- Troll, C. 1970. Landschaftsökologie (geoecology) und Biogeocoenologie.
Eine terminologische studie. Revue Roum. Géol. Géophy. et Géogr., Serie
Géogr. 14: 9-18.
- Vannote, R.L., G.W. Minishall, K.W. Cummins, J.R. Sedell & C.E. Cushing
1980. The river continuum concept. Canadian Journal of Fisheries and
Aquatic Sciences, 37: 130-137.
- Verdonschot, P.F.M., M. Smies & A.B.J. Sepers 1982. The distribution of
aquatic olichochaetes in brackish inland waters in the S.W. Netherlands.
Hydrbiologia 89: 29-38.
- Verdonschot, P.F.M. 1983. Ecological characterisation of surface waters in
the province of Overijssel (The Netherlands). H2O (16): 574-579.
- Verdonschot, P.F.M. & J.A. Schot 1987. Macrofaunal community-types in
helocene springs. In: Jaarverslag 1986. 85-103. RIN, Leersum
- Verdonschot, P.F.M. & R. Torenbeek 1988. Lettercodering van de Nederlandse
aquatische macrofauna voor mathematische verwerking. RIN-rapport 88/30,
Rijksinstituut voor Natuurbeheer, Leersum.
- Verdonschot, P.F.M. 1990a. Ecological characterization of surface waters
in the province of Overijssel. Diss. LU Wageningen. Casparie, Almere.
- Verdonschot, P.F.M. 1990b. Ecologische karakterisering van oppervlaktewa-
teren in Overijssel. Het netwerk van cenotypen als instrument voor
ecologisch beheer, inrichting en beoordeling van oppervlaktewateren.
Provincie Overijssel, Zwolle. RIN, Leersum.
- Verdonschot, P.F.M. 1990c. Toepassingsmogelijkheden ecologie in praktijk
waterbeheer. Waterschapsbelangen 19: 675-680.
- Verhoeven, J.T.A. 1980. The ecology of *Ruppia*-dominated communities in
Western Europe. 2. Synecological classification. Structure and dynamics
of the macroflora and macrofauna communities. Aquat. Bot. 8: 1-85.
- Vries, I. de, P.J.A. Baan, L.W.G. Higler & P.F.M. Verdonschot 1989.
Ecologische aspecten van integraal waterbeheer. Programmeringsstudie.
Raad voor milieu- en natuuronderzoek, publikatie nr. 14, Rijswijk.

- Weeda, E.J. et. al. 1985. Nederlandse oecologische flora; Wilde planten en hun relaties, deel 1. De Lange & van Veer, Deventer.
- Weeda, E.J. et. al. 1987. Nederlandse oecologische flora; Wilde planten en hun relaties, deel 2. De Lange & van Veer, Deventer.
- Weeda, E.J. et. al. 1988. Nederlandse oecologische flora; Wilde planten en hun relaties, deel 3. De Lange & van Veer, Deventer.
- Westhoff, V. & A.J. den Held 1975. Plantengemeenschappen in Nederland. Thieme, Zutphen.
- Wijk, R.J. van & P.J.M. Verbeek 1986. De smalbladige fonteinkruidsoorten in Nederland, herkenning en oecologie. Wetenschappelijke Mededelingen no. 177, KNNV, Utrecht.
- Witte, J.Ph. M. 1990. DEMNAT: aanzet tot een landelijk ecohydrologisch voorspellingsmodel. DBW/RIZA nota nr. 90-057. Arnhem.

BIJLAGEN

BIJLAGE 4.1: HIERARCHISCHE WEERGAVEN VAN DE INDELINGSKENMERKEN



vaz = voedselarm zuur
 va = voedselarm
 mv = matig voedselrijk
 vr = voedselrijk
 d = droogvallend
 p = permanent

BIJLAGE 5.1: OMSCHRIJVING VAN DE AQUATISCHE ECOTOOPTYPEN EN BIJBEHORENDE (ZEER) KARAKTERISTIEKE SOORTEN

023: snelstromende, voedselarme, niet zure bron

rheocrene- en acrocene bronnen, in het Pleistocene deel van Nederland.

Zeer karakteristieke macrofaunasoorten

Adicella filicornis, *Apatania fimbriata*, *Crunoecia irrorata*, *Drusus annulatus*, *Drusus trifidus*, *Ernodes articularis*, *Hydraena melas*, *Metriocnemus hydropetricus*, *Parachiona picicornis*, *Sigara hellensi*, *Wormaldia occipitalis*

Karakteristieke macrofaunasoorten

Agabus biguttatus, *Agabus guttatus*, *Agapetus fuscipes*, *Beraea maurus*, *Beraea pullata*, *Chaetocladius piger*, *Dicranota* sp, *Dixa maculata*, *Dugesia gonocephala*, *Elmis aenae*, *Eukiefferiella brevicar*, *Eukiefferiella claripennis* agg, *Eukiefferiella discoloripes*, *Heleniella ornaticollis*, *Nemoura cambrica*, *Nemoura cinerea*, *Nemoura marginata*, *Niphargus aquilex*, *Niphargus puteanus*, *Niphargus schellenbergi*, *Orthocladus* sp, *Pedicia* sp, *Plectrocnemia conspersa*, *Satchelliella nubila*, *Tinodes assimilis*

062: snelstromend, klein, ondiep, voedselarm, matig zuur water

bovenlopen van beken en bronbeekjes, in het Pleistocene deel van Nederland.

Zeer karakteristieke macrofaunasoorten

Agapetus fuscipes, *Lithax obscurus*, *Sigara hellensi*

Karakteristieke macrofaunasoorten

Brillia modesta, *Chaetopteryx villosa*, *Crunoecia irrorata*, *Eukiefferiella discoloripes*, *Gerris najas*, *Glyptotaelius pellucidus*, *Micropterna sequax*, *Nemoura cinerea*, *Plectrocnemia conspersa*, *Potamophylax cingulatus*, *Rhyacophila fasciata*, *Rithrogena semicolorata*, *Sericostoma personatum*, *Stenophylax permistus*

063: snelstromend, klein, ondiep, voedselarm, niet zuur water

bovenlopen van beken en bronbeekjes, in het Pleistocene deel van Nederland.

Zeer karakteristieke macrofaunasoorten

Agapetus fuscipes, *Amphinemura standfussi*, *Apatania fimbriata*, *Brillia modesta*, *Chaetopteryx villosa*, *Dicranota bimaculata*, *Dixa maculata*, *Elodes minuta*, *Gammarus pulex*, *Halesus digitatus*, *Hexatoma* sp, *Hydropsyche fulvipes*, *Hydropsyche saxonica*, *Laccobius obscuratus*, *Lithax obscurus*, *Micropterna* sp, *Nemoura cinerea*, *Ochthebius exsculptus*, *Ochthebius gibbosus*, *Orectochilus villosus*, *Parametriocnemus stylatus*, *Pedicia* sp, *Plectrocnemia conspersa*, *Polypedilum brevipennatum*, *Polypedilum laetum* agg, *Prodiamesa olivacea*, *Ptychoptera* sp, *Rheocricotopus fuscipes*, *Rheocricotopus gr fuscipes*, *Rhyacophila fasciata*, *Sericostoma personatum*, *Sperchon glandulosus*, *Sperchon squamosus*, *Stenophylax permistus*, *Tipula* sp, *Velia caprai*, *Velia saulii*, *Wormaldia occipitalis*, *Wormaldia subnigra*

Karakteristieke macrofaunasoorten

Agabus biguttatus, *Agabus guttatus*, *Conchapelopia* sp, *Crunoecia irrorata*, *Deronectes latus*, *Drusus annulatus*, *Elmis aenae*, *Esolus angustatus*, *Esolus pygmaeus*, *Eukiefferiella brevicar*, *Eukiefferiella claripennis* agg, *Eukiefferiella discoloripes*, *Gerris najas*, *Glyptotaelius pellucidus*, *Helophorus arvernensis*, *Ithytrichia lamellaris*, *Lasiocephala basalis*, *Limnebius truncatellus*, *Limnius volckmari*, *Macropelopia* sp, *Micropterna sequax*, *Mais alpina*, *Ochthebius metallescens*, *Oreodytes sammarki*, *Oulimnius tuberculatus*, *Platanus maculatus*, *Polycentropus flavomaculatus*, *Potamophylax cingulatus*, *Potamophylax latipennis*, *Potamophylax luctuosus*, *Proasellus meridianus*, *Psychoda* sp, *Rhyacodrilus coccineus*, *Rithrogena semicolorata*, *Satchelliella nubila*, *Tinodes assimilis*

Karakteristieke macrofyten

Callitriche hamulata

077: snelstromend, middelgroot, ondiep, matig voedselrijk water

middelgrote beken als de Geul en de Gulp, in het Pleistocene deel van Nederland.

Zeer karakteristieke macrofaunasoorten

Agapetus ochripes, *Brychius elevatus*, *Dryops nitidulus*, *Halesus digitatus*, *Hydropsyche instabilis*, *Hydropsyche siltalai*, *Ithytrichia lamellaris*, *Lasiocephala basalis*, *Ochthebius exsculptus*, *Ochthebius gibbosus*, *Odontocerus albicorne*, *Orectochilus villosus*, *Rhyacophila dorsalis*, *Silo pallipes*, *Silo piceus*, *Velia saulii*

Karakteristieke macrofaunasoorten

Agabus didymus, *Agapetus fuscipes*, *Arrenurus fontinalis*, *Athripsodes cinereus*, *Deronectes latus*, *Deronectes platynotus*, *Ecdyonurus lateralis*, *Ecdyonurus torrentis*, *Ecdyonurus venosus*, *Elmis aenae*, *Esolus angustatus*, *Esolus pygmaeus*, *Gerris najas*, *Goera pilosa*, *Helophorus arvernensis*, *Hydropsyche contubernalis*, *Hydropsyche pellucidula*, *Hydropsyche saxonica*, *Limnebius truncatellus*, *Limnius volckmari*, *Mais alpina*, *Mais barbata*, *Ochthebius metallescens*, *Oreodytes sammarki*, *Oulimnius tuberculatus*, *Platanus maculatus*, *Potamonectes depressus*, *Potamophylax latipennis*, *Stictotarsus duodecimpustulatus*

Karakteristieke macrofyten

Callitriche hamulata, *Callitriche platycarpa*, *Potamogeton nodosus*, *Potamogeton nodosus*

Q88: snelstromend, groot, ondiep, voedselrijk water

grote rivieren als de Rijn en de IJssel.

Zeer karakteristieke macrofaunasoorten

Athripsodes albifrons, *Ceraclea nigranervosa*, *Ceraclea senilis*, *Chaetocladius* sp., *Cheumatopsyche lepida*, *Dicrotendipes* gr. *nervosus*, *Dreissena polymorpha*, *Hydropsyche contubernalis*, *Oecetis notata*, *Oecetis testacea*, *Oecetis tripunctata*, *Orectochilus villosus*, *Potamothenix moldaviensis*, *Psychomyia pusilla*, *Unio pictorum*

Karakteristieke macrofaunasoorten

Aphelocheirus aestivalis, *Arctonotus lomondi*, *Arrenurus fontinalis*, *Atherix* sp., *Cricotopus* sp., *Cyrtus trimaculatus*, *Cystobrychus respirans*, *Esolus angustatus*, *Esolus pygmaeus*, *Pisiculus geometra*, *Psammoryctides albicola*, *Psammoryctides barbatus*, *Tubifex ignotus*, *Vejdovskyella intermedia*

F12: droogvallende, voedselarme, zure bron

helocene bronnen, in het Pleistocene deel van Nederland; Twente, Veluwe.

Zeer karakteristieke macrofaunasoorten

Grammotaulius submaculatus, *Hydroporus memnonius*, *Limnophyes* sp., *Tipula* sp.

Karakteristieke macrofaunasoorten

Adicella reducta, *Brillia modesta*, *Chaetocladius laminatus*, *Crenobia alpina*, *Dugesia gonocephala*, *Galba truncatula*, *Heleniella ornaticollis*, *Hydroporus nigrita*, *Limnophilus centralis*, *Limnophilus elegans*, *Micropectra* gr. *praecox*, *Micropterna lateralis*, *Parametriocnemus stylatus*, *Pedicia* sp., *Polycelis felina*, *Polypedium breviantennatum*, *Ptychoptera* sp.

F17: droogvallende, matig voedselrijke bron

helocene bronnen, in het Pleistocene deel van Nederland; Limburg.

Zeer karakteristieke macrofaunasoorten

Eiseniella tetraedra, *Erioptera* sp., *Grammotaulius submaculatus*, *Hexatoma* sp., *Krenopelopia* sp., *Pedicia* sp., *Potamophylax nigricornis*, *Ptychoptera* sp., *Tipula* sp.

Karakteristieke macrofaunasoorten

Adicella reducta, *Beraea pullata*, *Brillia modesta*, *Chaetocladius laminatus*, *Conchapelopia* sp., *Crenobia alpina*, *Dugesia gonocephala*, *Galba truncatula*, *Heleniella ornaticollis*, *Hydroporus memnonius*, *Hydroporus nigrita*, *Metriocnemus hirticollis*, *Micropectra* gr. *praecox*, *Micropterna lateralis*, *Parametriocnemus stylatus*, *Pisidium* sp., *Polycelis felina*, *Polypedium breviantennatum*

F22: permanente, voedselarme, zure bron

limnocene- en helocene bronnen, in het Pleistocene deel van Nederland; Twente, Veluwe.

Zeer karakteristieke macrofaunasoorten

Adicella reducta, *Anitella obscurata*, *Beraea maurus*, *Beraea pullata*, *Brillia modesta*, *Dicranomyia* sp., *Dicranota bimaculata*, *Elodes minuta*, *Empididae*, *Erioptera* sp., *Heterotanytarsus apicalis*, *Hexatoma* sp., *Hydroporus memnonius*, *Krenopelopia* sp., *Laccobius atratus*, *Limnophyes* sp., *Macropelopia* sp., *Micropectra* sp., *Muscidae*, *Nemurella pictetii*, *Parametriocnemus stylatus*, *Pedicia* sp., *Pericoma* sp., *Pseudorthocladus* sp., *Psychoda* sp., *Sialis fuliginosa*, *Sperchon squamosus*, *Telmatoctopus* sp., *Zavrelimyia* sp.

Karakteristieke macrofaunasoorten

Baetis rhodani, *Corynoneura* sp., *Crenobia alpina*, *Crunoecia irrorata*, *Dugesia gonocephala*, *Enicocyla pusilla*, *Gammarus pulex*, *Heleniella ornaticollis*, *Hydroporus discretus*, *Hydroporus nigrita*, *Limnophilus elegans*, *Micropterna lateralis*, *Nemoura marginata*, *Niphargus aquilex*, *Niphargus schellenbergi*, *Pisidium* sp., *Plectrocnemia conspersa*, *Proasellus cavaticus*, *Tipula* sp.

F27: permanente, matig voedselrijke bron

limnocene- en helocene bronnen, in het Pleistocene deel van Nederland; Limburg.

Zeer karakteristieke macrofaunasoorten

Beraea maurus, *Beraea pullata*, *Brillia modesta*, *Chaetocladius laminatus*, *Dicranota bimaculata*, *Dixa maculata*, *Eiseniella tetraedra*, *Elodes minuta*, *Gammarus pulex*, *Hydraena melas*, *Hydroporus discretus*, *Nemoura cinerea*, *Plectrocnemia conspersa*, *Ptychoptera* sp., *Thaumastoptera* sp.

Karakteristieke macrofaunasoorten

Agabus melanarius, *Baetis rhodani*, *Crenobia alpina*, *Crunoecia irrorata*, *Elmis aenae*, *Enicocyla pusilla*, *Heleniella ornaticollis*, *Hexatoma* sp., *Hydroporus memnonius*, *Hydroporus nigrita*, *Micropterna lateralis*, *Microtendipes* sp., *Nemoura marginata*, *Niphargus aquilex*, *Niphargus schellenbergi*

F37: stromend, klein, droogvallend, matig voedselrijk water

bovenlopen van beken en bronbeekjes, in het Pleistocene deel van Nederland.

Zeer karakteristieke macrofaunasoorten

Agabus chalconatus, *Agabus paludosus*, *Aplexa hypnorum*, *Diplociadus cultriger*, *Ephydriidae*, *Hexatoma* sp., *Ironoquia dubia*, *Natarsia* sp., *Nemoura cinerea*, *Psychoda* sp., *Scatophagidae*

Karakteristieke macrofaunasoorten

Agabus didymus, *Eiseniella tetraedra*, *Hydraena britteni*, *Hydrobaenus pilipes*, *Hydroporus discretus*, *Hydroporus memnonius*, *Hydroporus palustris*, *Hydroporus planus*, *Limnephilus auricula*, *Limnephilus elegans*, *Metriocnemus hirticollis*, *Micropterna lateralis*, *Nepa cinerea*, *Orthocladus rivulorum*, *Platambus maculatus*, *Rhyacodrilus coccineus*, *Sigara nigrolineata*, *Trichostegia minor*

Karakteristieke macrofyten

Callitriche hamulata, *Callitriche platycarpa*, *Montia fontana* ssp. *fontana*, *Callitriche hamulata*, *Potamogeton polygonifolius*

F38: stromend, klein, droogvallend, voedselrijk water

bovenlopen van beken en bronbeekjes, in het Pleistocene deel van Nederland.

Zeer karakteristieke macrofaunasoorten

Diplociadus cultriger, *Erioptera* sp., *Hexatoma* sp., *Ironoquia dubia*, *Macropelopia nebulosa*, *Muscidae*, *Nemoura cinerea*, *Paratendipes* gr. *albimanus*, *Paratendipes* gr. *nudisquama*, *Psychoda* sp., *Smittia* sp., *Stictochironomus* sp., *Tabanidae*

Karakteristieke macrofaunasoorten

Agabus didymus, *Chaetocladus* sp., *Eiseniella tetraedra*, *Hydrobaenus pilipes*, *Hydroporus discretus*, *Hydroporus planus*, *Metriocnemus hirticollis*, *Micropterna lateralis*, *Nais elinguis*, *Nepa cinerea*, *Orthocladus rivulorum*, *Platambus maculatus*, *Psectrotanytus varius*, *Rhyacodrilus coccineus*, *Sigara nigrolineata*, *Tipula* sp., *Trichostegia minor*

F62: stromend, klein, ondiep, voedselarm, matig zuur water

bovenlopen van beken en bronbeekjes, in het Pleistocene deel van Nederland.

Zeer karakteristieke macrofaunasoorten

Laccobius atratus, *Limnephilus nigriceps*, *Sigara hellensi*

Karakteristieke macrofaunasoorten

Adicella reducta, *Anacaena lutescens*, *Beraea pullata*, *Drusus biguttatus*, *Glyptotaelius pellucidus*, *Hydroporus discretus*, *Hydroporus incognitus*, *Hydroporus memnonius*, *Limnephilus centralis*, *Lype reducta*, *Micropterna sequax*, *Platambus maculatus*

F67: stromend, klein, ondiep, matig voedselrijk water

bovenlopen van beken en bronbeekjes, in het Pleistocene deel van Nederland.

Zeer karakteristieke macrofaunasoorten

Agabus chalconatus, *Agabus didymus*, *Baetis vernalis*, *Beraeodes minutus*, *Brillia modesta*, *Conchapelopia* sp., *Hydraena assimilis*, *Hydraena excisa*, *Hydraena pygmaea*, *Hydropsyche angustipennis*, *Hygrobates nigromaculatus*, *Lebertia inaequalis*, *Limnophila* sp., *Lype reducta*, *Macropelopia* sp., *Microspectra* sp., *Nemoura cinerea*, *Ochthebius metallescens*, *Odontomesa fulva*, *Polypedilum brevipennatum*, *Polypedilum laetum* agg., *Procladius olivacea*, *Ptychoptera* sp., *Silo nigricornis*, *Simulium* sp., *Tabanidae*, *Tipula* sp., *Velia caprai*

Karakteristieke macrofaunasoorten

Agabus fuscipes, *Athripsodes cinereus*, *Deronectes latus*, *Eiseniella tetraedra*, *Elmis aeneae*, *Glyptotaelius pellucidus*, *Goera pilosa*, *Melophorus arvernensis*, *Hydraena melas*, *Hydrochus angustatus*, *Hydroporus discretus*, *Hygrobates longipalpis*, *Laccobius obscuratus*, *Laccobius sinuatus*, *Laccobius striatulus*, *Limnephilus truncatellus*, *Limnephilus lunatus*, *Limnephilus volckmari*, *Micronecta poweri*, *Micropterna sequax*, *Orectochilus villosus*, *Oulimnius tuberculatus*, *Phaenopsectra* sp., *Platambus maculatus*, *Rhyacodrilus coccineus*, *Sigara hellensi*

Karakteristieke macrofyten

Callitriche hamulata, *Callitriche platycarpa*, *Groenlandia densa*, *Hottonia palustris*, *Montia fontana* ssp. *fontana*, *Myriophyllum alterniflorum*, *Myriophyllum spicatum*, *Potamogeton alpinus*, *Potamogeton nodosus*, *Ranunculus aquatilis*, *Ranunculus hederaceus*, *Ranunculus peltatus*, *Sparganium emersum*

F68: stromend, klein, ondiep, voedselrijk water

bovenlopen van beken en bronbeekjes, in het Pleistocene deel van Nederland.

Zeer karakteristieke macrofaunasoorten

Agabus chalconatus, *Agabus didymus*, *Beraeodes minutus*, *Cladotanytarsus* sp., *Conchapelopia* sp., *Cryptochironomus* sp., *Dicrotendipes* gr. *lobiger*, *Forelia variegator*, *Hygrobates nigromaculatus*, *Lebertia inaequalis*, *Limnephilus lunatus*, *Limnephilus koenikei*, *Lype reducta*, *Macropelopia* sp., *Mideopsis crassipes*, *Paracladopelma nigritula*, *Paratendipes* gr. *albimanus*, *Paratrichocladus rufiventris*, *Phaenopsectra* sp., *Procladius olivacea*, *Silo nigricornis*, *Tabanidae*, *Velia caprai*

Karakteristieke macrofaunasoorten

Anabolia nervosa, Athripsodes cinereus, Deronectes latus, Dicranota bimaculata, Dicrotendipes gr notatus, Elmia aenea, Erpobdella octoculata, Hygrobatia longipalpis, Laccobius obscuratus, Laccobius sp, Hydraena excisa, Hydroporus discretus, Hygrobatia longipalpis, Laccobius obscuratus, Laccobius sinuatus, Laccobius striatulus, Limnebius truncatellus, Limnias volckmari, Limnodrilus claparedeianus, Micropectra sp, Micropterna sequax, Orectochilus villosus, Oulimnius tuberculatus, Paratanytarsus sp, Platambus maculatus, Procladius sp, Rhyacodrilus coccineus, Sigara hellensi, Tanytarsus sp

Karakteristieke macrofyten

Myriophyllum spicatum, Potamogeton alpinus, Potamogeton crispus, Potamogeton nodosus, Ranunculus fluitans, Sparganium emersum
Callitriche platycarpa, Hippuris vulgaris, Najas marina, Nuphar lutea, Potamogeton lucens, Potamogeton pectinatus, Potamogeton perfoliatus, Ranunculus aquatilis

F77: stromend, middelgroot, ondiep, matig voedselrijk water

middenlopen van beken in het Pleistocene deel van Nederland.

Zeer karakteristieke macrofaunasoorten

Agabus ochripes, Brachycentrus subnubilus, Brachycercus harrisella, Calopteryx virgo, Cladotanytarsus sp, Limnephilus lunatus, Orthocladus sp, Paraclopedella laminata agg, Paratendipes gr albinus, Polypedilum brevipennatum, Potthastia longimanis, Procladius bifidus, Rheotanytarsus sp, Simulium sp

Karakteristieke macrofaunasoorten

Agabus didymus, Anabolia nervosa, Aphelocheirus aestivalis, Athripsodes albifrons, Athripsodes cinereus, Aulodrilus plurisetus, Ceratolea nigronervosa, Cheumatopsyche lepida, Chironomus sp, Conchapelopia melanops, Elmia aenea, Gerris najas, Goera pilosa, Haliplus wehnkei, Helophorus arvernensis, Hydraena excisa, Hydropsyche angustipennis, Laccobius sinuatus, Laccobius striatulus, Limnebius truncatellus, Limnias volckmari, Lype phaeopa, Microtendipes sp, Mystacides azurea, Neureclepsis bimaculata, Notidobia ciliaris, Orectochilus villosus, Oulimnius tuberculatus, Physa fontinalis, Platambus maculatus, Polycerotropus irroratus, Potamophylax rotundipennis, Specaria josinae, Tinodes waeneri

Karakteristieke macrofyten

Callitriche hamulata, Hottonia palustris, Myriophyllum alterniflorum, Myriophyllum spicatum, Potamogeton nodosus, Ranunculus aquatilis
Callitriche platycarpa, Hippuris vulgaris, Najas marina, Nuphar lutea, Potamogeton lucens, Potamogeton pectinatus, Potamogeton perfoliatus, Ranunculus aquatilis

F78: stromend, middelgroot, ondiep, voedselrijk water

middenlopen van beken in het Pleistocene deel van Nederland.

Zeer karakteristieke macrofaunasoorten

Baetis vernalis, Brachycentrus subnubilus, Cricotopus gr sylvestris, Endochironomus albipennis, Glyptotendipes sp, Hygrobatia longipalpis, Microtendipes sp, Physa fontinalis, Polypedilum gr sordens

Karakteristieke macrofaunasoorten

Agabus didymus, Anabolia nervosa, Anisus vortex, Aphelocheirus aestivalis, Athripsodes albifrons, Athripsodes cinereus, Bithynia tentaculata, Ceratolea nigronervosa, Cheumatopsyche lepida, Chironomus sp, Cloeon dipterum, Cryptochironomus sp, Elmia aenea, Erpobdella octoculata, Gerris najas, Helophorus arvernensis, Limnebius truncatellus, Limnephilus lunatus, Limnias volckmari, Limnodrilus claparedeianus, Lype phaeopa, Mystacides azurea, Neureclepsis bimaculata, Notidobia ciliaris, Orectochilus villosus, Oulimnius tuberculatus, Paratanytarsus sp, Polypedilum gr bicrenatum, Polypedilum gr nubeculosum, Potamophylax rotundipennis, Radix peregra, Specaria josinae, Sphaerium sp, Tinodes waeneri, Valvata piscinalis

Karakteristieke macrofyten

Myriophyllum spicatum, Ranunculus fluitans

F88: stromend, groot, ondiep, voedselrijk water

middenlopen van beken, in het Pleistocene deel van Nederland; kleine rivieren.

Zeer karakteristieke macrofaunasoorten

Anabolia nervosa, Anodonta anatina, Calopteryx splendens, Cladotanytarsus sp, Cyprinus trimaculatus, Dicrotendipes gr nervosus, Haliplus fluvialis, Hygrobatia longipalpis, Laccophilus hyalinus, Nais barbata, Nanocladus sp, Potamothenia moldaviensis, Proasellus coxalis, Thienemanniella sp, Unio pictorum

Karakteristieke macrofaunasoorten

Anodonta cygnea, Aphelocheirus aestivalis, Athripsodes albifrons, Athripsodes cinereus, Caenis horaria, Caenis luctuosa, Ceratolea nigronervosa, Cheumatopsyche lepida, Corynoneura sp, Cricotopus sp, Cryptochironomus sp, Ecnomus tenellus, Ephemerella ignita, Mideopsis orbicularis, Mystacides azurea, Nais parvula, Neureclepsis bimaculata, Orectochilus villosus, Parachironomus gr arcuatus, Paratanytarsus sp, Phaenopsectra sp, Polypedilum brevipennatum, Psammoryctes albicola, Psammoryctes barbatus, Theodoxus fluvialis, Tubifex ignotus, Vejdovskyella intermedia

Karakteristieke macrofyten

Callitriche platycarpa, *Hippuris vulgaris*, *Najas marina*, *Nuphar lutea*, *Potamogeton lucens*, *Potamogeton pectinatus*, *Potamogeton perfoliatus*, *Ranunculus aquatilis*

M31: stagnant, klein, droogvallend, voedselarm, zeer zuur water

regelmatig droogvallende geïsoleerde watertjes als poelen in veengebieden en vennetjes.

Karakteristieke macrofyten

Juncus bulbosus

M32: stagnant, klein, droogvallend, voedselarm, matig zuur water

regelmatig droogvallende geïsoleerde watertjes als poelen in veengebieden en vennetjes.

Zeer karakteristieke macrofaunasoorten

Aedes sp., *Agabus labiatus*, *Agabus melanocornis*, *Argyroneta aquatica*, *Bidessus grossepunctatus*, *Bidessus unistriatus*, *Culiseta* sp., *Hagenella clathrata*, *Melophorus flavipes*, *Hydroporus erythrocephalus*, *Hydroporus notatus*, *Limnephilus auricula*, *Limnephilus griseus*, *Limnephilus luridus*, *Limnephilus subcentralis*, *Polypedium uncinatum* agg., *Psectrocladius* sp., *Telmatopelopia nemorum*, *Trichostegia minor*, *Vejdovskyella comata*

Karakteristieke macrofaunasoorten

Agabus affinis, *Agabus congener*, *Agabus neglectus*, *Anacaena lutescens*, *Ceratopogonidae*, *Coquillettia richardii*, *Dixella amphibica*, *Enochrus affinis*, *Hebrus ruficeps*, *Melochares punctatus*, *Hydrochus brevis*, *Hydrochus carinatus*, *Hydroporus glabriusculus*, *Hydroporus gyllenhalii*, *Hydroporus incognitus*, *Hydroporus melanarius*, *Hydroporus morio*, *Hydroporus neglectus*, *Hydroporus scalesianus*, *Hydroporus striola*, *Hydroporus tristis*, *Hygrotus decoratus*, *Ilybius aenescens*, *Leucorrhinia rubicunda*, *Limnephilus centralis*, *Limnephilus elegans*, *Limnephilus stigma*, *Limnephilus vittatus*, *Limnophyes* sp., *Mochlonyx culiciformis*, *Motonecta reuteri*, *Rhantus sutellus*, *Sigara nigrolineata*, *Stylodrilus heringianus*, *Sympecma fusca*, *Tipula* sp., *Zalutschia mucronata*

Karakteristieke macrofyten

Juncus bulbosus, *Ranunculus ololeucus*

M33: stagnant, klein, droogvallend, voedselarm, niet zuur water

regelmatig droogvallende geïsoleerde poelen in veengebieden of kalkarme duinen.

Zeer karakteristieke macrofaunasoorten

Hagenella clathrata, *Melophorus asperatus*, *Melophorus nanus*, *Melophorus pumilio*, *Hydraena riparia*, *Hydrochus elongatus*, *Hydrochus ignicollis*, *Hydroporus notatus*, *Limnephilus auricula*, *Limnephilus vittatus*, *Paracymus scutellaris*, *Trichostegia minor*, *Vejdovskyella comata*

Karakteristieke macrofaunasoorten

Aedes sp., *Agabus affinis*, *Agabus congener*, *Agabus labiatus*, *Agabus melanocornis*, *Agabus neglectus*, *Agabus striolatus*, *Agabus unguicularis*, *Anacaena lutescens*, *Coquillettia richardii*, *Culiseta* sp., *Cyphon* sp./*hydrocyphon* sp./*scirtes* sp., *Dixella amphibica*, *Enochrus affinis*, *Graptodytes granularis*, *Melochares punctatus*, *Melophorus flavipes*, *Melophorus strigifrons*, *Hydaticus seminiger*, *Hydaticus transversalis*, *Hydraena britteni*, *Hydraena palustris*, *Hydrochus angustatus*, *Hydrochus brevis*, *Hydrochus carinatus*, *Hydroporus elongatus*, *Hydroporus erythrocephalus*, *Hydroporus glabriusculus*, *Hydroporus melanarius*, *Hydroporus neglectus*, *Hydroporus scalesianus*, *Hydroporus striola*, *Hygrotus decoratus*, *Ilybius aenescens*, *Ilybius guttiger*, *Ilybius quadriguttatus*, *Ilybius subaeneus*, *Laccornis oblongus*, *Leucorrhinia rubicunda*, *Limnephilus aluta*, *Limnephilus elegans*, *Limnephilus griseus*, *Limnephilus stigma*, *Limnephilus subcentralis*, *Motonecta hirticollis*, *Mochlonyx culiciformis*, *Nartus grapii*, *Motonecta reuteri*, *Sigara nigrolineata*, *Sympecma fusca*, *Telmatopelopia nemorum*, *Zalutschia mucronata*

Karakteristieke macrofyten

Callitriche hamulata, *Echinodorus ranunculoides*, *Echinodorus repens*, *Elatine hexandra*, *Juncus bulbosus*, *Littorella uniflora*, *Lythrum portula*, *Pilularia globulifera*, *Potamogeton coloratus*, *Potamogeton gramineus*, *Potamogeton polygonifolius*, *Ranunculus ololeucus*

M37: stagnant, klein, droogvallend, matig voedselrijk water

regelmatig droogvallende geïsoleerde poelen.

Zeer karakteristieke macrofaunasoorten

Arrenurus fimbriatus, *Bathymphalus contortus*, *Dixella amphibica*, *Dryops anglicanus*, *Hagenella clathrata*, *Melophorus asperatus*, *Melophorus croaticus*, *Melophorus nanus*, *Melophorus pumilio*, *Hydrochus megaphallus*, *Hydroporus notatus*, *Limnephilus incisus*, *Odontomyia* sp., *Paracymus scutellaris*, *Planorbium corneum*, *Segmentina nitida*, *Trichostegia minor*, *Xenopelopia nigricans*

Karakteristieke macrofaunasoorten

Agabus affinis, *Agabus congener*, *Agabus neglectus*, *Agabus striolatus*, *Agabus uliginosus*, *Agabus unguicularis*, *Callicorixa praeusta*, *Coquillettia richardii*, *Culiseta* sp., *Cyphon* sp./*hydrocyphon* sp./*scirtes* sp., *Dryops auriculatus*, *Dryops griseus*, *Enochrus coarctatus*, *Graptodytes granularis*, *Melophorus strigifrons*, *Hydaticus seminiger*, *Hydaticus transversalis*, *Hydraena britteni*, *Hydraena palustris*, *Hydraena riparia*, *Hydrochus angustatus*, *Hydrochus carinatus*, *Hydrochus elongatus*, *Hydrochus*

ignicollis, *Hydroporus glabriusculus*, *Hydroporus melanarius*, *Hydroporus neglectus*, *Hydroporus scalesianus*, *Hydroporus striola*, *Hygrotus decoratus*, *Ilybius guttiger*, *Ilybius quadriguttatus*, *Laccornis oblongus*, *Limnebius aluta*, *Limnebius crinifer*, *Limnebius auricula*, *Limnebius elegans*, *Limnebius stigma*, *Limnebius vittatus*, *Metriocnemus hirticollis*, *Mochlonyx culiciformis*, *Nartus grapii*, *Nepa cinerea*, *Notonecta reuteri*, *Planorbis planorbis*, *Sigara nigrolineata*, *Stagnicola palustris*, *Suphrodytes dorsalis*, *Telmatopelopia nemorum*, *Zalutschia mucronata*

Karakteristieke macrofyten

Callitriche hamulata, *Callitriche platycarpa*, *Callitriche stagnalis*, *Montia fontana* ssp. *fontana*, *Myriophyllum verticillatum*, *Polygonum amphibium*, *Potamogeton gramineus*, *Ranunculus aquatilis*, *Tolypella intricata*

M38: stagnerend, klein, droogvallend, voedselrijk water

regelmatig droogvallende geïsoleerde poelen en landbouwgebieden of kalkrijke duinen.

Zeer karakteristieke macrofaunasoorten

Acricotopus lucens, *Hagenella clathrata*, *Helophorus croaticus*, *Hydroporus notatus*, *Limnebius incisus*, *Macropelopia* sp., *Psectrotanytus varius*, *Trichostegia minor*

Karakteristieke macrofaunasoorten

Agabus affinis, *Agabus congener*, *Agabus neglectus*, *Agabus striolatus*, *Agabus uliginosus*, *Agabus unguicularis*, *Callicorixa praeusta*, *Chironomus* sp., *Coelambus impressopunctatus*, *Colymbetes fuscus*, *Coquillettia richardii*, *Culiseta* sp., *Dryops auriculatus*, *Helophorus pumilio*, *Helophorus strigifrons*, *Hydaticus seminiger*, *Hydaticus transversalis*, *Hydraena britteni*, *Hydrochus carinatus*, *Hydrochus megaphallus*, *Hydroporus glabriusculus*, *Hydroporus melanarius*, *Hydroporus neglectus*, *Hydroporus scalesianus*, *Hydroporus striola*, *Hygrotus decoratus*, *Ilybius ater*, *Ilybius guttiger*, *Ilybius quadriguttatus*, *Laccornis oblongus*, *Limnebius crinifer*, *Limnebius stigma*, *Limnebius vittatus*, *Metriocnemus hirticollis*, *Mochlonyx culiciformis*, *Nepa cinerea*, *Notonecta reuteri*, *Pisidium* sp., *Rhantus suturalis*, *Sigara nigrolineata*, *Suphrodytes dorsalis*, *Telmatopelopia nemorum*, *Zalutschia mucronata*

Karakteristieke macrofyten

Callitriche obtusangula, *Callitriche palustris*, *Callitriche platycarpa*, *Callitriche stagnalis*, *Hippuris vulgaris*, *Polygonum amphibium*, *Ranunculus aquatilis*, *Ranunculus baudotii*

M47: stagnerend, klein, diep, matig voedselrijk water

wielen en kolken langs de grote rivieren.

Zeer karakteristieke macrofaunasoorten

Caenis luctuosa, *Cloeon simile*, *Erythronema najas*, *Gammarus pulex*, *Haliplus immaculatus*, *Hydrodroma despicens*, *Limnesia undulata*, *Parachironomus* gr. *arcuatus*, *Piona longipalpis*, *Polypedium* gr. *sordens*, *Psectrocladius psilopterus*, *Tribelos intextus*

Karakteristieke macrofaunasoorten

Caenis horaria, *Ceratopogonidae*, *Chaetogaster diaphanus*, *Cyrrhus crenaticornis*, *Cyrrhus flavidus*, *Endochironomus* gr. *dispar*, *Endochironomus tendens*, *Enochrus melanocephalus*, *Gomphus pulchellus*, *Haliplus confinis*, *Haliplus flavicollis*, *Haliplus lineolatus*, *Haliplus obliquus*, *Haliplus varius*, *Hygrobates longipalpis*, *Neumania limosa*, *Pagastiella orophila*, *Planorbis carinatus*, *Proasellus meridianus*, *Pseudochironomus* sp., *Ripistes parvipes*, *Stictochironomus* sp., *Tabanidae*, *Tanytus kraatzii*

Karakteristieke macrofyten

Myriophyllum alterniflorum, *Nymphaea alba*, *Nymphoides peltata*, *Chara contraria*

M48: stagnerend, klein, diep, voedselrijk water

wielen en kolken langs de grote rivieren.

Zeer karakteristieke macrofaunasoorten

Arrenurus albator, *Arrenurus bispissus*, *Arrenurus knautheii*, *Caenis luctuosa*, *Centroptilum luteolum*, *Chaoborus flavicans*, *Cloeon simile*, *Demicryptochironomus vulneratus*, *Dicrotendipes* gr. *tritonus*, *Erythronema najas*, *Haliplus immaculatus*, *Hydrodroma despicens*, *Hygrobates trigonicus*, *Stictochironomus* sp., *Tanytarsus* sp.

Karakteristieke macrofaunasoorten

Ablabesmyia longistyla, *Caenis horaria*, *Cladotanytarsus* sp., *Cryptochironomus* sp., *Cyrrhus flavidus*, *Ecnomus tenellus*, *Enochrus melanocephalus*, *Gomphus pulchellus*, *Haliplus confinis*, *Haliplus lineolatus*, *Haliplus obliquus*, *Haliplus varius*, *Mideopsis orbicularis*, *Neumania limosa*, *Pagastiella orophila*, *Psectrocladius psilopterus*, *Pseudochironomus* sp., *Slavina appendiculata*, *Stylaria lacustris*

Karakteristieke macrofyten

Nuphar lutea, *Nymphaea alba*, *Nymphoides peltata*, *Potamogeton lucens*, *Potamogeton pusillus*, *Chara contraria*

M57: stagnerend, groot, diep, matig voedselrijk water
zandwinplassen, kleiputten, grintgaten en grote kanalen.

Zeet karakteristieke macrofaunasoorten

Chaoborus flavicans, *Chironomus* gr *plumosus*, *Cryptochironomus* sp, *Demicryptochironomus vulneratus*, *Harnischia* sp, *Piona coccinea*, *Piona paucipora*, *Potamothenix moldaviensis*, *Tribelos intextus*

Karakteristieke macrofaunasoorten

Agabus nebulosus, *Anabolia nervosa*, *Arrenurus bispissus*, *Arrenurus crassicaudatus*, *Aulodrilus plurisetus*, *Caenis horaria*, *Ceratopogonidae*, *Chaetogaster diaphanus*, *Chironomus* gr *thummi*, *Cladotanytarsus* sp, *Cristatella mucedo*, *Cryptotendipes* sp, *Haliplus confinis*, *Haliplus obliquus*, *Haliplus varius*, *Hydra oligactis*, *Hygrobates longipalpis*, *Hygrobates hermanni*, *Ilybius fenestratus*, *Laccobius striatulus*, *Limnebius nitidus*, *Microtendipes* gr *chloris*, *Oecetis ochracea*, *Orthotrichia costalis*, *Paratanytarsus* sp, *Piona rotundoides*, *Polypedilum* gr *bicrenatum*, *Polypedilum nubeculosum*, *Potamonectes canaliculatus*, *Procladius* sp, *Psammoryctides barbatus*, *Ripistes parvipes*, *Stictochironomus* sp, *Tanytarsus* sp

M58: stagnerend, groot, diep, voedselrijk water

zandwinplassen, kleiputten, grintgaten en grote kanalen.

Zeet karakteristieke macrofaunasoorten

Ablabesmyia phatta, *Acentria nivea*, *Caenis horaria*, *Caenis luctuosa*, *Cloeon simile*, *Dugesia tigrina*, *Enallagma cyathigerum*, *Haliplus flavicollis*, *Hydrodroma despicens*, *Muscilium lacustre*, *Rhyacodrilus falciformis*

Karakteristieke macrofaunasoorten

Agabus nebulosus, *Agabus* multipunctatus, *Anabolia nervosa*, *Chaetogaster langi*, *Chaoborus flavicans*, *Dugesia lugubris/polychroa*, *Haliplus confinis*, *Haliplus lineolatus*, *Haliplus obliquus*, *Haliplus varius*, *Hydrachna cruenta*, *Ilybius fenestratus*, *Laccobius striatulus*, *Laccophilus hyalinus*, *Limnebius nitidus*, *Limnodrilus clapparedianus*, *Oecetis ochracea*, *Ophionais serpentina*, *Orthotrichia costalis*, *Pogonocladus consobrinus*, *Potamonectes canaliculatus*, *Procladius* sp, *Psectrocladius obliquus*, *Psectrocladius psilopterus*, *Slavina appendiculata*, *Stylaria lacustris*

Karakteristieke macrofyten

Nuphar lutea, *Nymphaea alba*, *Nymphaeoides peltata*, *Chara contraria*, *Chara globularis*, *Nitella opaca*

M61: stagnerend, klein, ondiep, voedselarm, zeer zuur water

kleine, ondiepe poeltjes of venetjes die hydrologisch niet geïsoleerd zijn, in veengebieden.

Zeet karakteristieke macrofaunasoorten

Agrypnia obsoleta, *Argyroneta aquatica*, *Brillia longifurca*, *Enallagma cyathigerum*, *Enochrus ochropterus*, *Glaenocoris propinqua*, *Hebrus ruficeps*, *Helochares punctatus*, *Helophorus flavipes*, *Hesperocoris castanea*, *Molocentropus dubius*, *Hydrochus brevis*, *Hydroporus melanarius*, *Leptophlebia vespertina*, *Leucorhinia rubicunda*, *Leucorhinia* sp, *Libellula depressa*, *Libellula quadrimaculata*, *Limnephilus luridus*, *Paralimnophyes hydrophilus*, *Phalacrocer replicata*, *Rhadicoleptus alpestris*, *Telmatopelopia nemorum*, *Tipula* sp

Karakteristieke macrofaunasoorten

Ablabesmyia phatta, *Acilius canaliculatus*, *Anacaena lutescens*, *Arrenurus neumani*, *Berosus luridus*, *Berosus signaticollis*, *Ceratopogonidae*, *Corixa dentipes*, *Cymatia borsdorffi*, *Dytiscus lapponicus*, *Enochrus affinis*, *Enochrus coerctatus*, *Graphoderus zonatus*, *Gyrinus minutus*, *Hydrochus carinatus*, *Hydroporus erythrocephalus*, *Hydroporus neglectus*, *Hydroporus pubescens*, *Hydroporus tristis*, *Hydroporus umbrinus*, *Ilybius aenescens*, *Limnophyes* sp, *Oligotrichia striata*, *Polypedilum uncinatum*, *Psectrocladius platypus*, *Psectrocladius psilopterus*, *Pseudochironomus prasinatus*, *Pseudorthocladus curtistylus*, *Pseudosmittia trilobata*, *Rhantus suturellus*, *Stenochironomus* sp, *Sympecma fusca*, *Vejdovskyella comata*

Karakteristieke macrofyten

Juncus bulbosus, *Utricularia minor*

M62: stagnerend, klein, ondiep, voedselarm, matig zuur water

kleine, ondiepe poeltjes of venetjes die hydrologisch niet geïsoleerd zijn, in veengebieden, of duinmeentjes in kalkarme duinen.

Zeet karakteristieke macrofaunasoorten

Acampocladius submontanus, *Agabus labiatus*, *Agabus melanocornis*, *Agrypnia obsoleta*, *Bidessus grossipunctatus*, *Bidessus unistriatus*, *Chaoborus crystallinus*, *Chaoborus obscuripes*, *Corynoneura* sp, *Dixella aestivalis*, *Enallagma cyathigerum*, *Endochironomus tendens*, *Enochrus ochropterus*, *Gerris lateralis*, *Glaenocoris propinqua*, *Hebrus ruficeps*, *Helochares punctatus*, *Helophorus flavipes*, *Hesperocoris castanea*, *Molocentropus dubius*, *Molocentropus stagnalis*, *Hydrochus brevis*, *Hydroporus erythrocephalus*, *Limnephilus luridus*, *Limnephilus nigriceps*, *Notonecta obliqua*, *Notonecta viridis*, *Phalacrocer replicata*, *Polypedilum uncinatum*, *Psectrocladius platypus*, *Pyrrhosoma nymphula*, *Vejdovskyella comata*

Karakteristieke macrofaunasoorten

Ablabesmyia longistyla, *Ablabesmyia phatta*, *Acilius canaliculatus*, *Agabus affinis*, *Agabus congener*, *Anacaena lutescens*, *Arctocoris germari*, *Argyroneta aquatica*, *Arrenurus neumani*, *Berosus luridus*,

Berosus signaticollis, Ceratopogonidae, Ceriagrion tenellum, Chaoborus flavicans, Chironomus sp, Cloeon dipterum, Colymbetes paykulli, Coquillettia richardii, Corixa dentipes, Culex sp, Cymatia borsdorffii, Cymatia coleoptrata, Dixella amphibica, Dytiscus lapponicus, Dytiscus semisulcatus, Enochrus affinis, Enochrus coarctatus, Gerris gibbifer, Graphoderus zonatus, Gyrrinus minutus, Hydrochus carinatus, Hydroporus gyllenhalii, Hydroporus incognitus, Hydroporus melanarius, Hydroporus neglectus, Hydroporus obscurus, Hydroporus pubescens, Hydroporus tristis, Hydroporus umbrosus, Ilybius aeneus, Leucorhinia rubicunda, Microvelia umbricola, Notonecta reuteri, Polypedium gr nubeculosum, Polypedium gr sordens, Procladius sp, Psectrocladius psilopterus, Rhantus suturellus, Sigara distincta, Sigara fossarum, Sigara limitata, Sigara semistriata, Stylodrilus heringianus, Sympecma fusca, Xenopelopia nigricans

Karakteristieke macrofyten

Juncus bulbosus, Ranunculus ololeucos, Utricularia minor, Utricularia ochroleuca, Nitella flexilis, Nitella translucens

M63: stagnerend, klein, ondiep, voedselarm, niet zuur water

kleine, ondiepe poeltjes of venntjes die hydrologisch niet geïsoleerd zijn, in veengebieden, of duinmeertjes in kalkarme duinen.

Zeer karakteristieke macrofaunasoorten

Agabus congener, Arctocoris germari, Ceriagrion tenellum, Cymatia borsdorffii, Enochrus isotae, Gerris lateralis, Helophorus nanus, Helophorus pumilio, Mesoporus moesta, Hydrochus elongatus, Hydrochus ignicollis, Hydrochus megaphallus, Hydroporus erythrocephalus, Natarsia sp, Paralimnophyes hydrophilus, Porhydrus lineatus, Sigara nigrolineata, Sigara semistriata, Telmatoscopus sp, Vejdovskyaella comata, Xenopelopia nigricans

Karakteristieke macrofaunasoorten

Acilius canaliculatus, Acilius sulcatus, Aedes sp, Aeshna grandis, Agabus labiatus, Agabus melanocornis, Agabus undulatus, Agrypnia obsoleta, Bathymphalus contortus, Berosus luridus, Berosus signaticollis, Coenagrion puella, Colymbetes paykulli, Corixa dentipes, Cymatia coleoptrata, Cyphon sp/hydrocyphon sp/scirtes sp, Dryops auriculatus, Dryops griseus, Dryops luridus, Dytiscus lapponicus, Dytiscus semisulcatus, Enochrus affinis, Enochrus coarctatus, Enochrus ochropus, Enochrus quadripunctatus, Enochrus testaceus, Gerris gibbifer, Gerris thoracicus, Graphoderus bilineatus, Graphoderus cinereus, Graphoderus zonatus, Gyrrinus caspius, Gyrrinus minutus, Ilybius subaeneus, Ilybius camicoides, Laccophilus ponticus, Limnebius aluta, Limnebius binotatus, Limnebius marmoratus, Microvelia reticulata, Mystacides longicornis, Notonecta obliqua, Notonecta reuteri, Notonecta viridis, Ochthebius bicolon, Oecetis lacustris, Paracymus scutellaris, Polypedium uncinatum, Proasellus meridianus, Psectrocladius gr sordidellus/limbatellus, Psectrocladius obivus, Psectrocladius psilopterus, Pyrrhosoma nymphula, Segmentina nitida, Sigara scotti, Stictochironomus sp, Telmatogoninae

Karakteristieke macrofyten

Callitriche hamulata, Echinodorus ranunculoides, Echinodorus repens, Elatine hexandra, Isoetes echinospora, Isoetes lacustris, Littorella uniflora, Lobelia dortmanna, Luronium natans, Lythrum portula, Myriophyllum alterniflorum, Nitella flexilis, Nymphaea alba, Pilularia globulifera, Potamogeton gramineus, Potamogeton polygonifolius, Ranunculus ololeucos, Scirpus fluitans, Sparganium angustifolium, Sparganium natans, Utricularia australis, Utricularia intermedia, Utricularia minor, Utricularia ochroleuca

M67: stagnerend, klein, ondiep, matig voedselrijk water

kleine, ondiepe poeltjes of venntjes die hydrologisch niet geïsoleerd zijn.

Zeer karakteristieke macrofaunasoorten

Acroloxus lacustris, Anisus vortex, Anisus vorticulus, Armiger crista, Arrenurus integrator, Arrenurus mulleri, Athripsodes aterrimus, Bathymphalus contortus, Callicorixa praeusta, Chaoborus crystallinus, Chaoborus flavicans, Chaoborus obscuripes, Dero digitata, Dixella aestivalis, Endochironomus gr dispar, Eylais tantilla, Guttipolopia guttipennis, Gyrrinus riparius, Halipus fulvicollis, Helophorus croaticus, Helophorus nanus, Helophorus pumilio, Hippodamia complanatus, Holocentropus picicornis, Hydroglyphus pusillus, Hygrobia inaequalis, Limnesia connata, Metriocnemus sp, Midea orbiculata, Mystacides longicornis, Piona carnea, Piona nodata, Planorbis carinatus, Porhydrus lineatus, Psectrocladius psilopterus, Pyrrhosoma nymphula, Segmentina nitida, Tiphys ornatus, Valvata cristata, Xenopelopia nigricans

Karakteristieke macrofaunasoorten

Acilius canaliculatus, Acilius sulcatus, Agabus undulatus, Anopheles sp, Argyroneta aquatica, Arrenurus bifidicollis, Arrenurus buccinator, Arrenurus cuspidator, Arrenurus globator, Aulodrilus limnoides, Aulophorus furcatus, Caenis robusta, Cataclista lemnata, Ceraclea fulva, Ceraclea senilis, Chaetogaster diastrophus, Cloeon dipterum, Colymbetes fuscus, Colymbetes paykulli, Corixa punctata, Cymatia coleoptrata, Cyphon sp/hydrocyphon sp/scirtes sp, Cymus crenaticornis, Dendrocoelum lactum, Dicrotendipes gr lobiger, Dryops auriculatus, Dryops griseus, Dryops luridus, Dugesia lugubris/polychroa, Dytiscus lapponicus, Enallagma cyathigerum, Enochrus isotae, Enochrus quadripunctatus, Erpobdella

testacea, Gerris odontogaster, Glyptotaelius pellucidus, Graphoderus bilineatus, Graphoderus cinereus, Gyraulus albus, Gyrynus caspius, Gyrynus suffriani, Haliplus heydeni, Helius sp, Helochares lividus, Helochares obscurus, Helophorus asperatus, Helophorus strigifrons, Hydaticus seminiger, Hydaticus transversalis, Hydraena brittani, Hydraena palustris, Hydraena riparia, Hydrochara caraboides, Hydrochus angustatus, Hydrochus brevis, Hydrochus elongatus, Hydrochus ignicollis, Hydrochus megaphallus, Hydrophilus piceus, Hydroporus angustatus, Hydroporus erythrocephalus, Hygrotus decoratus, Hyphydrus ovatus, Ilyocoris cimicoides, Laccophilus ponticus, Leptocerus tineiformis, Limnebius aluta, Limnebius crinifer, Limnebius marmoratus, Limnebius politus, Limnoxenus niger, Moterus crassicornis, Motonecta obliqua, Ochthebius bicolor, Oecetis furva, Paracymus scutellaris, Paramerina cingulata, Parocetis strickii, Phryganea bipunctata, Phryganea grandis, Physa fontinalis, Pionacercus vatrax, Planorbis corneus, Plea minutissima, Polycelis nigra, Polypedium uncinatum, Psectrocladius gr sordidellus/limbatellus, Psectrocladius obivus, Psectrotanytus varius, Ranatra linearis, Rhantus frontalis, Rhantus suturalis, Stagnicola palustris, Stictochironomus sp, Succineidae, Sympetrum sanguineum, Sympetrum striolatum, Tricholeiochiton fagesii, Unionicola figuralis, Zaveliella marmorata

Karakteristieke macrofyten

Azolla caroliniana, Alisma gramineum, Butomus umbellatus, Callitriche hamulata, Callitriche hermaphrodita, Callitriche platycarpa, Callitriche stagnalis, Chara aculeolata, Chara hispida, Chara contraria, Chara globularis, Hippuris vulgaris, Hottonia palustris, Hydrocharis morsus-ranae, Luronium natans, Montia fontana ssp fontana, Myriophyllum alterniflorum, Myriophyllum spicatum, Myriophyllum verticillatum, Nitella syncarpa, Nitella flexilis, Nymphaea alba, Nymphaeoides peltata, Polygonum amphibium, Potamogeton acutifolius, Potamogeton alpinus, Potamogeton berchtoldii, Potamogeton compressus, Potamogeton gramineus, Potamogeton lucens, Potamogeton natans, Potamogeton obtusifolius, Potamogeton perfoliatus, Potamogeton x zizii, Ranunculus aquatilis, Ranunculus circinatus, Ranunculus hederaceus, Ranunculus peltatus, Sagittaria sagittifolia, Sparganium angustifolium, Sparganium emersum, Stratiotes aloides, Tolypella glomerata, Tolypella intricata, Utricularia australis, Utricularia intermedia, Utricularia vulgaris

M68: stagnerend, klein, ondiep, voedselrijk water

kleine, ondiepe poeltjes of vennetjes die hydrologisch niet geïsoleerd zijn, in landbouwgebieden; duinmeertjes in kalkrijke duinen; oeverzones van meren en plassen.

Zeer karakteristieke macrofaunasoorten

Ablabesmyia monilis, Anatópnia plumipes, Anisus vortex, Arrenurus perforatus, Caenis robusta, Dero dorsalis, Dicrotendipes gr lobiger, Haemonais waldvogeli, Haliplus heydeni, Helophorus croaticus, Limnesia fulgida, Lymnaea stagnalis, Mystacides longicornis, Physa fontinalis, Planorbis corneus

Karakteristieke macrofaunasoorten

Ablabesmyia longistyla, Ablabesmyia phatta, Acilius canaliculatus, Acilius sulcatus, Acricotopus lucens, Acroloxus lacustris, Agabus undulatus, Agraylea multipunctata, Agrypnia pagetana, Arrenurus bifidicollis, Arrenurus buccinator, Arrenurus cuspidator, Arrenurus fimbriatus, Arrenurus globator, Arrenurus securiformis, Arrenurus sinuatus, Arrenurus stecki, Asellus aquaticus, Athripsodes aterrimus, Bithynia leachi, Bithynia tentaculata, Cataclista lemnata, Chaoborus flavicans, Clinotanytus nervosus, Coelambus impressopunctatus, Coenagrion pulchellum, Colymbetes fuscus, Coquillettia richardii, Corixa punctata, Cryptocladopelma gr lateralis, Dendrocoelum lacteum, Dryops luridus, Dugesia lugubris/polychroa, Endochironomus gr dispar, Enochrus testaceus, Erpobdella octoculata, Erpobdella testacea, Erythrona najas, Gerris odontogaster, Gerris thoracicus, Graphoderus bilineatus, Graphoderus cinereus, Haliplus ruficollis, Helius sp, Helochares obscurus, Helophorus pumilio, Hemicleipsis marginata, Hesperocorixa linnei, Hesperocorixa sahlbergi, Hippeutis complanatus, Holocentropus picicornis, Hydaticus seminiger, Hydaticus transversalis, Hydrophilus piceus, Hygrotus inaequalis, Hyphydrus ovatus, Ilybius ater, Ilyocoris cimicoides, Laccophilus minutus, Limnebius crinifer, Limnebius marmoratus, Limnebius politus, Limnoxenus niger, Paramerina cingulata, Phryganea bipunctata, Phryganea grandis, Planorbis carinatus, Planorbis planorbis, Polycelis tenuis, Rhantus frontalis, Rhantus suturalis, Sigara falleni, Slavina appendiculata, Sphaerium sp, Stagnicola palustris, Stylaria lacustris, Tanytus kraatzi, Tanytus vilipennis, Theromyzon tessellatum, Trienodes bicolor, Tricholeiochiton fagesii, Valvata cristata, Valvata piscinalis, Viviparus contectus

Karakteristieke macrofyten

Alisma plantago-aquatica, Azolla filiculoides, Azolla caroliniana, Butomus umbellatus, Callitriche obtusangula, Callitriche palustris, Callitriche stagnalis, Ceratophyllum demersum, Ceratophyllum submersum, Elodea canadensis, Groenlandia densa, Myriophyllum spicatum, Potamogeton alpinus, Potamogeton berchtoldii, Potamogeton crispus, Potamogeton mucronatus, Potamogeton pusillus, Potamogeton trichoides, Sparganium emersum, Vallisneria spiralis, Wolffia arrhiza, Tolypella prolifera, Chara vulgaris, Nitella capillaris, Nitella mucronata

M73: stagnerend, middelgroot, ondiep, voedselarm, niet zuur water

peetgaten.

Zeer karakteristieke macrofaunasoorten

Arctocoris germari, Cymatia bondorffii, Erythrona najas, Hesperocorixa moesta, Microchironomus tener, Paraccladius conversus, Sigara semistriata, Vejdovskyella comata

Karakteristieke macrofaunasoorten

Ablabesmyia longistyla, Ablabesmyia monilis, Acilius canaliculatus, Acilius sulcatus, Agabus congener,

Agabus labiatus, Agabus melanocornis, Agrypnia pagetana, Agrypnia varia, Anodonta anatina, Berosus luridus, Berosus signaticollis, Chaoborus flavicans, Coelambus novemlineatus, Coenagrion puella, Cordulegaster boltonii, Cordulia aenea, Corixa dentipes, Corixa panzeri, Corynoneura scutellata agg, Cryptocladopelma gr lateralis, Cybister lateralmarginalis, Cymatia coleoptrata, Cyrrhus flavidus, Cyrrhus insolutus, Dicrotendipes gr tritonus, Dytiscus circumcinctus, Dytiscus lapponicus, Dytiscus semisulcatus, Endochironomus tendens, Enochrus melanocephalus, Gerris gibbifer, Gerris thoracicus, Graphoderus bilineatus, Graphoderus cinereus, Graphoderus zonatus, Gyrrhus caspius, Gyrrhus minutus, Haliphus mucronatus, Haliphus variegatus, Helophorus flavipes, Hirudo medicinalis, Holocentropus dubius, Holocentropus stagnalis, Hydrochus carinatus, Hydroporus pubescens, Ilybius aenescens, Ilybius fenestratus, Ilybius subaeneus, Laccophilus ponticus, Leptophlebia vespertina, Limnephilus binotatus, Lype phaeopa, Musculium lacustre, Naucoris maculatus, Notonecta obliqua, Notonecta reuteri, Oecetis lacustris, Oulimnius rivularis, Phalacrocerca replicata, Polypedilum gr sordens, Polypedilum uncinatum, Porhydrus lineatus, Prodiamesa olivacea, Psectrocladius gr sordidellus/limbatellus, Psectrocladius obivus, Pseudochironomus sp, Pseudorthocladus curtistylus, Pyrrhosoma nymphula, Rhantus exsoletus, Rhantus suturellus, Sigara scotti, Sisyra fuscata, Somatochlora metallica, Stenochironomus sp, Stictochironomus sp, Sympetrum fuscum, Sympetrum flaveolum, Tribelos intextus, Tricholeiochiton fagesii, Unionicola crassipes

Karakteristieke macrofyten

Callitriche hamulata, Echinodorus ranunculoides, Echinodorus repens, Elatine hexandra, Myriophyllum alterniflorum, Nymphaea alba, Potamogeton gramineus, Potamogeton polygonifolius, Sparganium angustifolium, Sparganium natans

M77: stagnant, middelgroot, ondiep, matig voedselrijk water
petgaten en meertjes in enigszins geïsoleerde gebieden.

Zeer karakteristieke macrofaunasoorten

Aeshna isoscelis, Aeshna mix, Aeshna viridis, Agabus congener, Anatópynia plumipes, Bdellocephala punctata, Callicorixa praeusta, Cyrrhus insolutus, Erpobdella nigricollis, Eylais extendens, Eylais tantilla, Haementeria costata, Holocentropus picicornis, Myxas glutinosa, Oulimnius major, Piona variabilis, Ranatra linearis, Ripistes parasita, Spercheus emarginatus, Tanypus kraatzi, Tricholeiochiton fagesii

Karakteristieke macrofaunasoorten

Acilius canaliculatus, Acilius sulcatus, Acroloxus lacustris, Aeshna cyanea, Agraylea sexmaculata, Agrypnia varia, Anisus vorticulus, Arrenurus claviger, Arrenurus knauthi, Arrenurus pugionifer, Autophorus furcatus, Caenis robusta, Ceratolea fulva, Ceratolea senilis, Chaetogaster diaphanus, Chaetogaster diastrophus, Corixa panzeri, Cybister lateralmarginalis, Cyphon sp/hydrocyphon sp/scirtes sp, Cyrrhus crenaticornis, Dytiscus circumcinctus, Endochironomus albipennis, Enochrus melanocephalus, Eretisma baltica, Gerris odontogaster, Glossiphonia heteroclita, Graphoderus bilineatus, Graphoderus cinereus, Gyrrhus caspius, Gyrrhus paykulli, Haliphus fulvus, Haliphus furcatus, Haliphus heydeni, Hydrophilus piceus, Hydrovatus cuspidatus, Ilybius fenestratus, Laccophilus ponticus, Leptocerus tineiformis, Limnephilus binotatus, Limnephilus politus, Limnoxenus niger, Mesovelia furcata, Microseta minutissima, Mystacides azurea, Naucoris maculatus, Oecetis furva, Oulimnius rivularis, Paraponyx stratiotata, Piona alpicola/coccinea, Planorbis carinatus, Plea minutissima, Polycentropus irroratus, Pseudochironomus sp, Redix auricularia, Rhantus exsoletus, Sisyra fuscata, Tinodes waeneri, Tiphys ornatus, Tubifex ignotus, Zaveliella marmorata

Karakteristieke macrofyten

Alisma gramineum, Callitriche hamulata, Callitriche platycarpa, Chara contraria, Chara globularis, Hippuris vulgaris, Hottonia palustris, Hydrocharis morsus-ranae, Nitella flexilis, Nymphaea alba, Nymphaeoides peltata, Polygonum amphibium, Potamogeton gramineus, Potamogeton lucens, Potamogeton natans, Potamogeton obtusifolius, Potamogeton perfoliatus, Ranunculus aquatilis, Ranunculus circinatus, Sagittaria sagittifolia, Stratiotes aloides, Tolypella glomerata

M78: stagnant, middelgroot, ondiep, voedselrijk water
kleine kanalen, meertjes en petgaten in landbouwgebieden.

Zeer karakteristieke macrofaunasoorten

Eylais extendens, Forelia brevipis, Forelia liliacea, Haementeria costata, Haliphus heydeni, Oulimnius major, Piona alpicola/coccinea, Piona pusilla, Piona variabilis, Pionopsis lutescens, Piscicola geometra, Polypedilum gr bicrenatum, Potamothrix bedoti, Unionicola aculeata

Karakteristieke macrofaunasoorten

Acilius canaliculatus, Acilius sulcatus, Agrypnia varia, Anacaena bipustulata, Arrenurus crassicaudatus, Arrenurus globator, Arrenurus sinuatus, Bithynia leachi, Caenis horaria, Cladotanytarsus sp, Cybister lateralmarginalis, Dreissena polymorpha, Gammarus tigrinus, Gerris odontogaster, Graphoderus bilineatus, Graphoderus cinereus, Graptodytes pictus, Gyrrhus paykulli, Hesperocorixa linnei, Hesperocorixa sahlbergi, Holocentropus picicornis, Hydrophilus piceus, Hydrovatus cuspidatus, Ilybius fenestratus, Limnephilus politus, Limnodrilus claparedianus, Limnoxenus niger, Mesovelia furcata, Mystacides azurea, Naucoris maculatus, Ophionais serpentina, Oulimnius rivularis, Pseudochironomus sp, Sigara falleni, Slavina appendiculata, Stylaria lacustris, Tinodes waeneri, Trianaodes bicolor, Tricholeiochiton fagesii, Unionicola crassipes, Valvata piscinalis

M87: stagnant, groot, ondiep, matig voedselrijk water

open water van meren en plassen in enigszins geïsoleerde gebieden.

Zeer karakteristieke macrofaunasoorten

Corynoneura sp., *Cryptocladopelma* gr. *laccophila*, *Dicrotendipes* gr. *nervosus*, *Endochironomus* *albipennis*, *Endochironomus* *tendens*, *Eylais* *extendens*, *Eylais* *hamata*, *Hydrachna* *globosa*, *Hydrodroma* *despiciens*, *Nais* *barbata*, *Nanocladius* sp., *Oulimnius* *major*, *Parachironomus* gr. *arcuatus*, *Piona* *pusilla*, *Piscicola* *geometra*, *Polypedilum* gr. *sordens*, *Psammoryctides* *moravicus*, *Unionicola* *aculeata*

Karakteristieke macrofaunasoorten

Ablabesmyia *longistyla*, *Agraylea* *multipunctata*, *Anodonta* *anatina*, *Arrenurus* *crassicaudatus*, *Arrenurus* *globator*, *Aulophorus* *furcatus*, *Brachypoda* *versicolor*, *Caenis* *horaria*, *Ceraclea* *fulva*, *Ceraclea* *senilis*, *Chaetogaster* *cristallinus*, *Chaetogaster* *diaphanus*, *Chaoborus* *flavicans*, *Cladotanytarsus* sp., *Cricotopus* sp., *Cryptochironomus* sp., *Cryptotendipes* sp., *Cybister* *lateralimarginalis*, *Cyrrus* *crenaticornis*, *Cyrrus* *flavivus*, *Demeijerea* *rufipes*, *Dytiscus* *circumcinctus*, *Ecnomus* *tenellus*, *Ephemera* *vulgata*, *Gerris* *paludum*, *Gomphus* *pulchellus*, *Gyrinus* *caspicus*, *Gyrinus* *paykulli*, *Hydrovatus* *cuspidatus*, *Ilybius* *fenestratus*, *Lithoglyphus* *naticoides*, *Musculium* *lacustre*, *Mystacides* *azurea*, *Mystacides* *nigra*, *Myxas* *glutinosa*, *Nais* *pardalis*, *Naucoris* *maculatus*, *Orchestia* *cavimana*, *Orthotrichia* *costalis*, *Piona* *alpicola/coccinea*, *Piona* *conglobata*, *Piona* *variabilis*, *Planorbis* *carinatus*, *Pogonocladus* *consobrinus*, *Potamothenix* *bavarius*, *Potamothenix* *moldaviensis*, *Proasellus* *coxalis*, *Procladius* *bifidus*, *Psammoryctides* *albicola*, *Psammoryctides* *barbatus*, *Radix* *auricularia*, *Sialis* *lutaria*, *Sisyrus* *fuscata*, *Sphaerium* *corneum*, *Stagnicola* *palustris*, *Theodoxus* *fluvialis*, *Tinodes* *waeneri*, *Tribelos* *intertextus*, *Tubifex* *ignotus*, *Unionicola* *crassipes*, *Valvata* *macrostoma*

Karakteristieke macrofyten

Alisma *gramineum*, *Callitriche* *hamulata*, *Callitriche* *platycarpa*, *Chara* *contraria*, *Chara* *globularis*, *Hippuris* *vulgaris*, *Hottonia* *palustris*, *Hydrocharis* *morsus-ranae*, *Nitella* *flexilis*, *Nymphaea* *alba*, *Nymphaeoides* *peltata*, *Polygonum* *amphibium*, *Potamogeton* *gramineus*, *Potamogeton* *lucens*, *Potamogeton* *natans*, *Potamogeton* *obtusifolius*, *Potamogeton* *perfoliatus*, *Ranunculus* *aquatilis*, *Ranunculus* *circinatus*, *Sagittaria* *sagittifolia*, *Stratiotes* *aloides*, *Tolypella* *glomerata*

M88: stagnant, groot, ondiep, voedselrijk water

open water van meren en plassen.

Zeer karakteristieke macrofaunasoorten

Cladotanytarsus sp., *Cryptochironomus* sp., *Einfeldia* gr. *insolita*, *Fleuria* *lacustris*, *Forelia* *variegator*, *Gyralus* *laevis*, *Lithoglyphus* *naticoides*, *Microchironomus* *tener*, *Mideopsis* *orbicularis*, *Oulimnius* *major*, *Paranais* *frici*, *Piscicola* *geometra*, *Psammoryctides* *moravicus*, *Unio* *pictorum*

Karakteristieke macrofaunasoorten

Anodonta *cygnea*, *Branchiura* *sowerbyi*, *Coenagrion* *pulchellum*, *Cybister* *lateralimarginalis*, *Endochironomus* *albipennis*, *Hydrovatus* *cuspidatus*, *Hygrobatas* *nigromaculatus*, *Ilybius* *fenestratus*, *Limnesia* *maculata*, *Limnodrilus* *claparedianus*, *Lipiniella* *arenicola*, *Mystacides* *azurea*, *Mystacides* *nigra*, *Notoerus* *clavicornis*, *Ophidonia* *serpentina*, *Orchestia* *cavimana*, *Orthotrichia* *costalis*, *Parachironomus* gr. *arcuatus*, *Polypedilum* gr. *bicrenatum*, *Polypedilum* gr. *sordens*, *Potamopyrgus* *jenkinsi*, *Potamothenix* *bavarius*, *Potamothenix* *moldaviensis*, *Psammoryctides* *albicola*, *Psammoryctides* *barbatus*, *Slavina* *appendiculata*, *Tanytus* *kraatzii*, *Theromyzon* *tessulatum*, *Tinodes* *waeneri*, *Tubifex* *nerthus*, *Tubifex* *newaensis*, *Valvata* *macrostoma*

Karakteristieke macrofyten

Chara *contraria*, *Nitella* *hyalina*, *Nitella* *mucronata*, *Nitella* *opaca*, *Nitellopsis* *obtusata*

M98: stagnant, ondiep, voedselrijk water

alle stagnante, ondiepe, voedselrijke wateren, de dimensie is niet van belang (M98).

Karakteristieke macrofyten

Alisma *gramineum*, *Callitriche* *platycarpa*, *Elodea* *nuttallii*, *Hippuris* *vulgaris*, *Hydrocharis* *morsus-ranae*, *Lemna* *gibba*, *Lemna* *minor*, *Lemna* *trisulca*, *Najas* *marina*, *Nuphar* *lutea*, *Nymphaea* *alba*, *Nymphaeoides* *peltata*, *Polygonum* *amphibium*, *Potamogeton* x *decipiens*, *Potamogeton* x *fluitans*, *Potamogeton* *lucens*, *Potamogeton* *natans*, *Potamogeton* *pectinatus*, *Potamogeton* *perfoliatus*, *Potamogeton* *praelongus*, *Potamogeton* x *sparganifolius*, *Ranunculus* *aquatilis*, *Ranunculus* *baudotii*, *Ranunculus* *circinatus*, *Sagittaria* *sagittifolia*, *Salvinia* *natans*, *Spirodela* *polyrhiza*, *Stratiotes* *aloides*, *Zannichellia* *pal. ssp. palustris*, *Zannichellia* *pal. ssp. pedicellata*, *Chara* *globularis*

M68: licht brak, stagnant, klein, ondiep, voedselrijk water

duinmeertjes in kalkrijke duinen, poelen en sloten in West Nederland.

Zeer karakteristieke macrofaunasoorten

Arrenurus *cuspidifer*, *Gerris* *thoracicus*, *Grammotaulius* *nigropunctatus*, *Halipus* *heydeni*, *Paracorixa* *concinna*, *Sigara* *lateralis*, *Tanytarsus* gr. *usmaensis*

Karakteristieke macrofaunasoorten

Ablabesmyia *longistyla*, *Ablabesmyia* *monilis*, *Ablabesmyia* *phatta*, *Acilius* *sulcatus*, *Arrenurus* *batillifer*, *Arrenurus* *bifidocollis*, *Arrenurus* *buccinator*, *Arrenurus* *crassicaudatus*, *Arrenurus* *fimbriatus*, *Arrenurus*

integrator, Arrenurus knauthi, Arrenurus perforatus, Arrenurus schreuderi, Arrenurus securiformis, Athripsodes aterrimus, Berosus affinis, Berosus spinosus, Brachypoda versicolor, Caenis horaria, Chironomus gr. annularius, Cladotanytarsus sp., Coenagrion pulchellum, Corixa panzeri, Corixa punctata, Cricotopus ornatus, Cricotopus sp., Culiseta subochrea, Dicrotendipes nervosus, Dryops similis, Gammarus tigrinus, Gerris odontogaster, Glyptotendipes barbipes, Graptodytes bilineatus, Haliplus apicalis, Haliplus fluviatilis, Helophorus alternans, Helophorus fulgidicollis, Hydrachna conjecta, Hydroporus erythrocephalus, Hydroporus tessellatus, Laccophilus hyalinus, Limnephilus affinis, Limnesia connata, Limnesia fulgida, Limnesia maculata, Midea orbiculata, Mais elinguis, Neumania vernalis, Notonecta viridis, Nymphula nymphaeata, Ochthebius viridis, Piona carnea, Piona variabilis, Pionacercus vatrax, Polycelis tenuis, Polypedium bicrenatum, Polypedium nubeculosum, Polypedium uncinatum, Potamopyrgus jenkinsi, Psectrocladius gr. sordidellus/limbatellus, Rhantus suturalis, Sigara stagnalis, Spercheus emarginatus, Tanytus punctipennis, Trienodes bicolor, Unionicola figuralis

Karakteristieke macrofyten

Azolla filiculoides, Callitriche obtusangula, Callitriche stagnalis, Ceratophyllum demersum, Ceratophyllum submersum, Chara globularis, Chara vulgaris, Elodea nuttallii, Groenlandia densa, Hippuris vulgaris, Lemna gibba, Najas marina, Potamogeton crispus, Potamogeton mucronatus, Potamogeton natans, Potamogeton pectinatus, Potamogeton perfoliatus, Ranunculus aquatilis, Ranunculus baudotii, Ranunculus circinatus, Spirodela polyrrhiza, Wolffia arrhiza, Zannichellia pal. ssp. palustris, Zannichellia pal. ssp. pedicellata

IN78: Licht brak, stagnerend, middelgroot, ondiep, voedselrijk water
kanalen en vaarten in West Nederland

Zeer karakteristieke macrofaunasoorten

Dicrotendipes nervosus, Gammarus tigrinus, Gerris thoracicus, Grammatulius nigropunctatus, Mais elinguis, Paracorixa concinna, Polypedium nubeculosum, Sigara lateralis, Tanytus punctipennis, Tanytarsus gr. usmaensis

Karakteristieke macrofaunasoorten

Ablabesmyia longistyla, Ablabesmyia monilis, Ablabesmyia phatta, Arrenurus batillifer, Arrenurus buccinator, Arrenurus crassicaudatus, Arrenurus cuspidifer, Arrenurus fimbriatus, Arrenurus perforatus, Athripsodes aterrimus, Berosus affinis, Berosus spinosus, Brachypoda versicolor, Caenis horaria, Chironomus gr. annularius, Cladotanytarsus sp., Coenagrion pulchellum, Corixa panzeri, Corixa punctata, Cricotopus sp., Cryptocladopelma gr. lateralis, Cystobrachyus respirans, Dryops similis, Enochrus bicolor, Enochrus halophilus, Gerris odontogaster, Glyptotendipes barbipes, Haliplus apicalis, Haliplus fluviatilis, Haliplus heydeni, Helophorus alternans, Helophorus fulgidicollis, Hydroporus tessellatus, Laccophilus hyalinus, Limnephilus affinis, Limnesia fulgida, Limnesia maculata, Notonecta viridis, Nymphula nymphaeata, Ochthebius viridis, Piona variabilis, Polycelis tenuis, Potamopyrgus jenkinsi, Potamogeton bavaricus, Psectrocladius gr. sordidellus/limbatellus, Sigara stagnalis, Spercheus emarginatus

Karakteristieke macrofyten

Elodea nuttallii, Hippuris vulgaris, Lemna gibba, Najas marina, Potamogeton natans, Potamogeton pectinatus, Potamogeton perfoliatus, Ranunculus aquatilis, Ranunculus baudotii, Ranunculus circinatus, Spirodela polyrrhiza, Zannichellia pal. ssp. palustris, Zannichellia pal. ssp. pedicellata, Chara globularis

IN88: Licht brak, stagnerend, groot, ondiep, voedselrijk water
kanalen en vaarten in West Nederland

Karakteristieke macrofyten

Elodea nuttallii, Hippuris vulgaris, Lemna gibba, Najas marina, Nitellopsis obtusa, Potamogeton natans, Potamogeton pectinatus, Potamogeton perfoliatus, Ranunculus aquatilis, Ranunculus baudotii, Ranunculus circinatus, Spirodela polyrrhiza, Zannichellia pal. ssp. palustris, Zannichellia pal. ssp. pedicellata, Chara globularis

IN08: Licht brak, stagnerend, ondiep voedselrijk water

alle wateren met een gemiddeld chloridegehalte tussen 200 - 800 mg/l; mogelijk droogvallend; voorname-lijk in (Zuid)West Nederland.

Zeer karakteristieke macrofaunasoorten

Chironomus cingulatus, Gerris thoracicus, Grammatulius nigropunctatus, Paracorixa concinna, Sigara lateralis, Tanytarsus gr. usmaensis

Karakteristieke macrofaunasoorten

Ablabesmyia phatta, Acilius sulcatus, Acroloxus lacustris, Anacaena bipustulata, Aplexa hypnorum, Armiger crista, Berosus affinis, Berosus spinosus, Camptochironomus pallidivittatus, Chaoborus crystallinus, Chironomus gr. annularius, Coelambus parallelogrammus, Corixa panzeri, Cricotopus intersectus, Cricotopus sp., Culicoides sp., Dryops similis, Dytiscus circumflexus, Enochrus bicolor, Enochrus halophilus, Gerris odontogaster, Glyptotendipes barbipes, Glyptotendipes pallens, Haliplus apicalis, Haliplus fluviatilis, Haliplus heydeni, Helophorus alternans, Helophorus fulgidicollis, Hydrachna conjecta, Hydrogryllus pusillus, Hydroporus erythrocephalus, Hydroporus tessellatus, Ischnura elegans, Laccophilus hyalinus, Limnephilus affinis, Limnesia fulgida, Limnesia maculata, Mais elinguis, Neumania vernalis, Noterus clavicornis, Notonecta viridis, Nymphula nymphaeata, Ochthebius viridis,

Odontomyia sp, *Physa fontinalis*, *Piona variabilis*, *Polycelis tenuis*, *Polypedium bicrenatum*, *Polypedium nubeculosum*, *Psectrocladius* gr *sordidellus*/limbatellu, *Rhantus suturalis*, *Sigara stagnalis*, *Spercheus emarginatus*, *Stratiomys* sp, *Tanytus punctipennis*

W08: matig brak, stagnant, voedselrijk water

alle wateren waarvan het chloridegehalte tussen 800 en 3000 mg/l ; ligt; droogval en dimensie zijn niet van belang; voornamelijk in West Nederland.

Zeer karakteristieke macrofaunasoorten

Chironomus gr *halophilus*, *Chironomus* gr *salinarius*, *Endochironomus albigenuis*, *Enochrus bicolor*, *Enochrus halophilus*, *Gammarus tigrinus*, *Gerris thoracicus*, *Malipus apicalis*, *Helophorus alternans*, *Helophorus fulgidicollis*, *Neomysis integer*, *Ochthebius viridis*, *Paracorixa concinna*, *Paracymus aeneus*, *Polypedium nubeculosum*, *Capitella capitata*

Karakteristieke macrofaunasoorten

Agabus conspersus, *Arrhenurus crassicaudatus*, *Arrhenurus cuspidifer*, *Berosus affinis*, *Berosus spinosus*, *Chironomus aprilius* (= *C. halophilus*), *Chironomus* gr *annularius*, *Chironomus* gr *thummi*, *Clinotanytus nervosus*, *Corophium volutator*, *Cricotopus ornatus*, *Dryops similis*, *Gammarus duebeni*, *Gammarus zaddachi*, *Glyptotendipes barbipes*, *Malipus fluviatilis*, *Malipus heydeni*, *Melius* sp, *Hydrobia stagnorum*, *Hydroporus memnonius*, *Hydroporus tessellatus*, *Idothea chelipes*, *Ischnura elegans*, *Laccophilus hyalinus*, *Microchironomus deribee*, *Nais elinguis*, *Nais diversicolor*, *Ochthebius auriculatus*, *Ochthebius dilatatus*, *Ochthebius marinus*, *Ochthebius nanus*, *Ochthebius punctatus*, *Palaemonetes varians*, *Paranais litoralis*, *Polycelis tenuis*, *Polypedium uncinatum*, *Potamopyrgus jenkinsi*, *Procladius choreus*, *Psectrocladius* gr *sordidellus*/limbatellu, *Ptychoptera* sp, *Sigara lateralis*, *Sigara selecta*, *Sigara stagnalis*, *Spercheus emarginatus*, *Sphaeroma hookeri*, *Syrphidae*, *Tanytarsus* sp, *Tubifex costatus*, *Tubificoides benedii*, *Tubificoides pseudogaster*, *Cerastoderma glaucum*

Karakteristieke macrofyten

Ceratophyllum submersum, *Hippuris vulgaris*, *Potamogeton pectinatus*, *Ranunculus baudotii*, *Ruppia cirrhosa*, *Ruppia maritima*, *Zannichellia pal. ssp palustris*, *Zannichellia pal. ssp pedicellata*, *Chara connivens*

W08: sterk brak, stagnant, voedselrijk water

alle wateren waarvan het chloridegehalte boven 3000 mg/l ; ligt; droogval en dimensie zijn niet van belang; voornamelijk in West Nederland.

Zeer karakteristieke macrofaunasoorten

Amphichaeta samio, *Bryozoa*, *Carcinus maenas*, *Chironomus* gr *halophilus*, *Chironomus* gr *salinarius*, *Conopeum seurati*, *Corophium volutator*, *Cricotopus ornatus*, *Enochrus bicolor*, *Gammarus duebeni*, *Gammarus locusta*, *Gammarus zaddachi*, *Gerris thoracicus*, *Malipus apicalis*, *Helophorus alternans*, *Helophorus fulgidicollis*, *Hydrachna skorikowi*, *Idothea chelipes*, *Jaera albifrons*, *Jaera ischiosetosa*, *Liancalus* sp, *Nereis diversicolor*, *Ochthebius auriculatus*, *Ochthebius dilatatus*, *Ochthebius marinus*, *Ochthebius nanus*, *Ochthebius punctatus*, *Ochthebius viridis*, *Palaemonetes varians*, *Paracymus aeneus*, *Paranais litoralis*, *Potamopyrgus jenkinsi*, *Sigara selecta*, *Sigara stagnalis*, *Sphaeroma hookeri*, *Sphaeroma rugicauda*, *Tubifex costatus*, *Tubificoides benedii*, *Tubificoides pseudogaster*, *Capitella capitata*, *Cerastoderma glaucum*, *Polydora* sp, *Littorina littorea*

Karakteristieke macrofaunasoorten

Berosus affinis, *Berosus spinosus*, *Chironomus* gr *annularius*, *Chironomus* gr *thummi*, *Dolichopodidae*, *Electra crustulenta*, *Enochrus halophilus*, *Ephydra* sp, *Eristalis* sp, *Gammarus tigrinus*, *Malocladus varians*, *Hydrobia* sp, *Nais elinguis*, *Memotelus* sp, *Neomysis integer*, *Odontomyia* sp, *Orchestia cavimana*, *Orchestia gammarellus*, *Psychoda* sp, *Scatella* sp, *Spercheus emarginatus*, *Stratiomyidae*, *Gasterosteus aculeatus*, *Potamochistus microps*, *Anguilla anguilla*

Karakteristieke macrofyten

Ruppia cirrhosa, *Ruppia maritima*, *Zostera marina*, *Zostera noltii*

W08: zout, stagnant, voedselrijk water

alle wateren waarvan het chloridegehalte boven 10.000 mg/l ; ligt; droogval en dimensie zijn niet van belang; voornamelijk in West Nederland.

Karakteristieke macrofyten

Zostera marina, *Zostera noltii*

BIJLAGE 5.2: MACROFYTEN EN DE BIJBEHORENDE ECOTOOPTYPEN

SOORT	ECOTOOP	SOORT	ECOTOOP
ALISMA GRAMINEUM	M97 M98	POTAMOGETON OBTUSIFOLIUS	M97
ALISMA PLANTAGO-AQUATICA	M68	POTAMOGETON PECTINATUS	F98 M98 LM98
AZOLLA FILICULOIDES	M68 LM68		mM08
AZOLLA CAROLINIANA	M67 M68		
BUTOMUS UMBELLATUS	M67 M68	POTAMOGETON PERFOLIATUS	F98 M97 M98
CALLITRICHE HAMULATA	Q63 Q77 F37		LM98
	F67 F77 M33	POTAMOGETON POLYGONIFOLIUS	M33 M93
	M37 M93 M97	POTAMOGETON PRAE LONGUS	M98
CALLITRICHE HERMAPHRODITICA	M67	POTAMOGETON PUSILLUS	M48 M68 LM68
CALLITRICHE OBTUSANGULA	M38 M68 LM68	POTAMOGETON X SPARGANIFOLIUS	M98
CALLITRICHE PALUSTRIS	M38 M68	POTAMOGETON TRICHOIDES	M68
CALLITRICHE PLATYCARPA	Q78 Q97 F37	POTAMOGETON X ZIZII	M67
	F97 F98 M37	RANUNCULUS AQUATILIS	F97 F98 M37
	M38 M97 M98		M38 M97 M98
CALLITRICHE STAGNALIS	M37 M38 M67		LM98
	M68 LM68	RANUNCULUS BAUDOTII	M38 M98 LM98
CERATOPHYLLUM DEMERSUM	M68 LM68		mM08
CERATOPHYLLUM SUBMERSUM	M68 LM68 mM08	RANUNCULUS CIRCINATUS	M97 M98 LM98
ECHINODORUS RANUNCULOIDES	M33 M93	RANUNCULUS FLUITANS	Q78 F68 F78
ECHINODORUS REPENS	M33 M93	RANUNCULUS HEDERACEUS	F67 M67
ELATINE HEXANDRA	M33 M93	RANUNCULUS OLOLEUCOS	M32 M33 M62
ELODEA CANADENSIS	M68		M63
ELODEA NUTALLII	M98 LM98	RANUNCULUS PELTATUS	F67 M67
GROENLANDIA Densa	F68 M68 LM68	RUPPIA CIRRHOSA	mM08 mM08
HIPPURIS VULGARIS	F98 M38 M97	RUPPIA MARITIMA	mM08 mM08
	M98 LM98 mM08	SAGITTARIA SAGITTIFOLIA	M97 M98
HOTTONIA PALUSTRIS	F97 M97	SALVINIA NATANS	M98
HYDROCHARIS MORSUS-RANAE	M97 M98	SCIRPUS FLUITANS	M63
ISOETES ECHINOSPORA	M63	SPARGANUM ANGUSTIFOLIUM	M67 M93
ISOETES LACUSTRIS	M63	SPARGANUM EMERSUM	F67 F68 M67
JUNCUS BULBOSUS	M31 M32 M33		M68
	M61 M62	SPARGANUM NATANS	M93
LEMNA GIBBA	M98 LM98	SPIRODELA POLYRHIZA	M98 LM98
LEMNA MINOR	M98	STRATIOTES ALOIDES	M97 M98
LEMNA TRISULCA	M98	UTRICULARIA AUSTRALIS	M63 M67
LITTORELLA UNIFLORA	M33 M63	UTRICULARIA INTERMEDIA	M63 M67
LOBELIA DORTMANNA	M63	UTRICULARIA MINOR	M61 M62 M63
LURONIUM NATANS	M63 M67	UTRICULARIA OCHROLEUCA	M62 M63
LYTHRUM PORTULA	M33 M63	UTRICULARIA VULGARIS	M67
MONTIA FONTANA SSP FONTANA	F37 F67 M37	VALLISNERIA SPIRALIS	M68
	M67	WOLFFIA ARRHIZA	M68 LM68
MYRIOPHYLLUM ALTERNIFLORUM	F97 M67 M93	ZANNICHELLIA PAL. SSP PALUSTRIS	M98 LM98 mM08
MYRIOPHYLLUM SPICATUM	F68 F78 F97	ZANNICHELLIA PAL. SSP PEDICELLATA	M98 LM98 mM08
	M67 M68	ZOSTERA MARINA	LM08 zM08
MYRIOPHYLLUM VERTICILLATUM	M37 M67	ZOSTERA NOLTII	LM08 zM08
NAJAS MARINA	F98 M98 LM98	TOLYPELLA GLOMERATA	M97
NUPHAR LUTEA	F98 M48 M58	TOLYPELLA INTRICATA	M37 M67
	M98	TOLYPELLA PROLIFERA	M68
NYMPHAEA ALBA	M48 M58 M93	CHARA ACULEOLATA	M67
	M97 M98	CHARA ASPERA	
NYMPHOIDES PELTATA	M48 M58 M97	CHARA BALTICA	
	M98	CHARA CANESCENS	
PILULARIA GLOBULIFERA	M33 M63	CHARA CONNIVENS	mM08
POLYGONUM AMPHIBIUM	M37 M38 M97	CHARA CONTRARIA	M48 M58 M88
	M98		M97
POTAMOGETON ACUTIFOLIUS	M67	CHARA GLOBULARIS	M58 M97 M98
POTAMOGETON ALPINUS	F67 F68 M67		LM98
	M68		M67
POTAMOGETON BERCHTOLDII	M67 M68	CHARA HISPIDA	
POTAMOGETON COLORATUS	M33	CHARA TOMENTOSA	
POTAMOGETON COMPRESSUS	M67	CHARA VULGARIS	M68 LM68
POTAMOGETON CRISPUS	F68 M68 LM68	NITELLA CAPILLARIS	M68
POTAMOGETON X DECIPIENS	M98	NITELLA FLEXILIS	M62 M63 M97
POTAMOGETON X FLUITANS	M98	NITELLA HYALINA	M88
POTAMOGETON GRAMINEUS	M33 M37 M93	NITELLA MUCRONATA	M68 M88
	M97	NITELLA OPACA	M58 M88
POTAMOGETON LUCENS	F98 M48 M97	NITELLA SYNCARPA	M67
	M98	NITELLA TENUISSIMA	
POTAMOGETON MUCRONATUS	M68 LM68	NITELLA TRANSLUCENS	M62
POTAMOGETON NATANS	M97 M98 LM98	NITELLOPSIS OBTUSA	M88 LM88
POTAMOGETON NODOSUS	Q97 Q98 F68		
	F97		

BIJLAGE 5.3: KENMERKENHEID EN ABUNDANTIE VAN MACROFAUNA IN AQUATISCHE ECOTOOPTYPEN (INVERBESTAND FAUNATYP).

[illegible]

[illegible]

IAMM NUMBER	AFKORTING	SOORT	ZOOT		STROMEND		STAGNANT		BRAK		
			SNELSTROMEND	STROMEND	STAGNANT	STAGNANT	STAGNANT	STAGNANT	BRAK	BRAK	
189330100	BERISSE	BERIS SP	1 1 1 1	1 1	1	1	1	1	1	1	BERISSE
185320101	BEROAFI	BEROSUS AFFINIS									BEROAFI
185320102	BEROLUR	BEROSUS LUTIDUS									BEROLUR
185320103	BEROSIGN	BEROSUS SIGNATICOLLIS		1							BEROSIGN
185320104	BEROSPIN	BEROSUS SPINOSUS									BEROSPIN
185150401	BIDEGRUS	BIDESSUS GROSSESPUNCTATUS									BIDEGRUS
185150402	BIDEUNIS	BIDESSUS UNISTRATUS									BIDEUNIS
191220201	BINILEAC	BITHYNIA LEACHI									BINILEAC
191220202	BINITENT	BITHYNIA TENACULATA									BINITENT
189191303	BOOPERYT	BOOPHTORA ERYTHROCEPHALA									BOOPERYT
183480101	BRACESUBN	BRACHYCENTRUS SUBNIBILIS									BRACESUBN
184349201	BRCHUHARR	BRACHYCERCUS HARRISELLA									BRCHUHARR
175270202	BRPOVERS	BRACHYPODA VERSICOLOR									BRPOVERS
182950301	BRTRPRAT	BRACHYTRON PRATENSE									BRTRPRAT
162131101	BRURSOME	BRANCHIURA SOMERBYI									BRURSOME
189260202	BRILLONG	BRILLIA LONGIFURCA									BRILLONG
189260203	BRILMODE	BRILLIA MODESTA									BRILMODE
185120101	BRYCELEV	BRYCHIUS ELEVATUS									BRYCELEV
120000000	BRZOA	BRYZOA									BRZOA
184340101	CAENHORA	CAENIS HORARIA	1 2 1 2	2 2 2 2 2 2 5	2 2 2 2 2 2 5	2 2 2 2 2 2 5	2 2 2 2 2 2 5	2 2 2 2 2 2 5	2 2 2 2 2 2 5	2 2 2 2 2 2 5	CAENHORA
184340103	CAENLUCT	CAENIS LUCTUOSA		2	2 2 5	2 2 5	2 2 5	2 2 5	2 2 5	2 2 5	CAENLUCT
184340104	CAENMACR	CAENIS MACRURA									CAENMACR
184340105	CAENPSEU	CAENIS PSEUDORIVULORUM									CAENPSEU
184340108	CAENROBU	CAENIS ROBUSTA	1 2								CAENROBU
182610501	CALIPRAE	CALLICORIXA PRAEUSTA									CALIPRAE
182910101	CALOSPLE	CALOPTERYX SPLENDENS									CALOSPLE
182910102	CALOVIRG	CALOPTERYX VIRGO									CALOVIRG
189270201	CACHPALL	CAMPTOCHIRONOMUS PALLIDIVITTATUS									CACHPALL
189260401	CACLSTER	CAMPTOCLADIUS STERCORARIUS									CACLSTER
174160101	CARCAEN	CARCINUS MAENAS									CARCAEN
188110301	CATALEMN	CATACLYSTA LEMNATA									CATALEMN
184220201	CENTLUTE	CENTROPTILUM LUTEOLUM	1 1	2	1 1 1 2 2	1 1 1 2 2	1 1 1 2 2	1 1 1 2 2	1 1 1 2 2	1 1 1 2 2	CENTLUTE
183351001	CECLALBO	CERACLEA ALBOGUTTATA		2	2 2 2	2 2 2	2 2 2	2 2 2	2 2 2	2 2 2	CECLALBO
183351003	CECLDISS	CERACLEA DISSIMILIS									CECLDISS
183351004	CECLFULV	CERACLEA FULVA									CECLFULV
183351005	CECLNIGR	CERACLEA NIGROKERVOSA		7	4 4 4	4 4 4	4 4 4	4 4 4	4 4 4	4 4 4	CECLNIGR
183351007	CECLSENI	CERACLEA SENILIS		7	2 2 2	2 2 2	2 2 2	2 2 2	2 2 2	2 2 2	CECLSENI
189310000	CEPOGOAE	CERATOPOGONIDAE	2 2 2 2	2 2 2 2 2 2 2 2 2 2 2	2 2 2 2 2 2 2 2 2 2 2	2 2 2 2 2 2 2 2 2 2 2	2 2 2 2 2 2 2 2 2 2 2	2 2 2 2 2 2 2 2 2 2 2	2 2 2 2 2 2 2 2 2 2 2	2 2 2 2 2 2 2 2 2 2 2	CEPOGOAE
182940701	CERTITENE	CERTAGRION TENELLUM									CERTITENE
185290101	CHITASEMI	CHIAETARTHRIA SEMINULUM									CHITASEMI
189260620	CHCLGVIT	CHIAETOCLADIUS GR VITELLINUS	1 1 1								CHCLGVIT
189260607	CHCLLAMI	CHIAETOCLADIUS LAMINATUS									CHCLLAMI
189260613	CHCLPIGE	CHIAETOCLADIUS PIGER	4 1		4 4 1 7	4 4 1 7	4 4 1 7	4 4 1 7	4 4 1 7	4 4 1 7	CHCLPIGE
189260619	CHCLPIGA	CHIAETOCLADIUS PIGER AGG									CHCLPIGA
189260600	CHCLADSP	CHIAETOCLADIUS SP	1 7	2 5	2 2 1 1 2	2 2 1 1 2	2 2 1 1 2	2 2 1 1 2	2 2 1 1 2	2 2 1 1 2	CHCLADSP
999000023	CHCLHERK	CHIAETOCLADIUS SP HERKENBOSCH	1								CHCLHERK
189260616	CHCLVITE	CHIAETOCLADIUS VITELLINUS	1 1 1								CHCLVITE
162120101	CHTECRIS	CHIAETOGASTER CRISTALLINUS									CHTECRIS

[illegible]

IAMM NUMBER	AFKORTING	SOORT	ZOET SNELSTROMEND	STROMEND	STAGNANT	BRAK	
189260818	CONESCUA	CORYNONEURA SCUTELLATA AGG	Q Q Q Q	F F F F F F F F F F	M M M M M M M M M M	L L L M b	
189260800	CONEURSP	CORYNONEURA SP	2 6 6 7 8	1 1 2 2 3 3 3 6 6 7 7 8	3 3 3 4 4 5 5 6 6 6 6 7 7 8 8	M M M M M	
151120401	CRENALPI	CRENOBIA ALPINA	3 2 3 7 8	2 7 2 7 2 7 8 7 8 8	2 3 7 8 7 8 7 8 1 2 3 7 8 7 8	8 8 8 8 8	
189260938	CRICGSYL	CRICOTOPUS GR SYLVESTRIS					
189260921	CRICINTE	CRICOTOPUS INTERSECTUS					
189260917	CRICORWA	CRICOTOPUS ORNATUS					
189260900	CRICOTSP	CRICOTOPUS SP					
999000034	CRICSYLA	CRICOTOPUS SYLVESTRIS AGG					
999000036	CRIOBERB	CRIORHINA BERBERINA					
121140101	CRISMUCE	CRISTATELLA MUCEDO					
183450101	CRUNIRRO	CRUNOECIA IRORATA					
189270400	CRCHIRSP	CRYPTOCHIRONOMUS SP					
9990000115	CLPEGLAC	CRYPTOCLADOPELMA GR LACCOPHILA					
9990000116	CLPEGLAT	CRYPTOCLADOPELMA GR LATERALIS					
189270600	CRTEPNSP	CRYPTOTENDIPES SP					
189180701	CULEPIPI	CULEX PIPIENS					
189180700	CULEXSP	CULEX SP					
189311500	CUCOIDSP	CULICOIDES SP					
189180602	CUSEANNU	CULISETA ANNULATA					
189180600	CUSETASP	CULISETA SP					
189180609	CUSESUBO	CULISETA SUBOCHREA					
174250101	CYATCARI	CYATHURA CARINATA					
185170501	CYBILATE	CYBISTER LATERALIMARGINALIS					
182610201	CYMBONS	CYMATIA BONSORFFI					
182610202	CYMACOLE	CYMATIA COLEOPTRATA					
185280801	CYMBMARG	CYMBIDOPTA MARGINELLA					
185410500	CYPHONSP	CYPHON SP/HYDROCYPHON SP/SCIPTES SP					
183420101	CYCNREN	CYRUS CRENATICORNIS					
183420102	CYCNFLAV	CYRUS FLAVIDUS					
183420103	CYCNINSO	CYRUS INSOLUTUS					
183420104	CYCNTRIM	CYRUS TRIMACULATUS					
161120401	CYSTRES	CYSTOBANCHUS RESPIRANS					
189270701	DEMERYFI	DEMERYJERIA RUFIPES					
189270801	DEMIVULN	DEMERYPTICHRONOMUS VULNERATUS					
151130101	DEMOLACT	DEMOROCCELUM LACTEUM					
162121601	DERODIGI	DERO DIGITATA					
162121602	DERODORS	DERO DORSALIS					
162121603	DERONIVE	DERO NIVEA					
162121604	DEROORBU	DERO ORBUSA					
185151101	DERONECTES	DERONECTES LATUS					
9990000108	DERONEPLAT	DERONECTES PLATYNOTUS					
189130100	DITMIASP	DICRANOTIA SP					
189130901	DITABIMA	DICRANOTA BIMAACULATA					
189130900	DITASPEC	DICRANOTA SP					
189270909	DITGLOB	DICROTENDIPES GR LOBIGER					
189270910	DITEGNER	DICROTENDIPES GR NERVOSUS					
189270911	DITEGNOT	DICROTENDIPES GR NOTATUS					
189270912	DITEGTRI	DICROTENDIPES GR NOTATUS					

LAWM NUMBER	AFKORTING	SOORT	ZOET SNELSTROMEND	STROMEND	STAGNANT	BRAK
189270904	DITENERV	DICROTENDIPES NERVOSUS	Q Q Q Q	F F F F F F F F F F	M M M M M M M M M M M M M M	L L L M b
189270900	DITENDSP	DICROTENDIPES SP	2 6 6 7 8	1 1 2 3 3 6 6 7 7 8	3 3 3 3 4 4 5 5 6 6 6 6 7 7 8 8	M M M M M
999000037	DICTENDIP	DICTENDIPES SP	3 2 3 7 8	2 7 2 7 2 7 8 2 7 8 8	2 3 7 8 7 8 7 8 1 2 3 7 8 3 7 8	6 7 0 0 0
161310201	DINALINE	DINA LINEATA		1 1 1 1 1 1 1 1	1 1 1 1 1	8 8 8 8 8
189261001	DICLCULT	DIPLOCLADUS CULTRIGER		1 1 1 1 1 1 1 1	1 1 1 1 1	
189170102	DIXADILA	DIXA DILATATA	1 1	1 1 1 1 1 1 1 1	1 1 1 1 1	
189170103	DIXAMACU	DIXA MACULATA	5 1 8	1 2	1 1 1 1 1 1 1 1	
999000038	DIXANEBU	DIXA NEBULOSA	1 2	1 8 2	1 1 1 1 1 1 1 1	
189170201	DIXAEEST	DIXELLA AESTIVALIS				
189170202	DIXEAMPH	DIXELLA AMPHIBICA				
189170203	DIXEAUTU	DIXELLA AUTUMNALIS				
189110100	DOZASPEC	DOLICHOPEZA SP				
189350000	DOPODIAE	DOLICHOPEZA SP	1 1	1 1 1 1 1	1 1 1 1 1	
185420107	DONACLAV	DONACIA CLAVIPES				
185420108	DONACRAS	DONACIA CRASSIPES				
185420112	DONAMARG	DONACIA MARGINATA				
192220201	DREIPOLY	DREISSENA POLYTHORPHA	8 5	1 8	2 2 2	
183360301	DRSUANHU	DRUSUS ANNULATUS				
183360302	DRSUBIGU	DRUSUS BIGUTTATUS				
183360303	DRSUTRIF	DRUSUS TRIFIDUS	7	1 1 4 1	1 1 1 1 1	
185330101	DRYOANGL	DRYOPS ANGLICANUS				
185330102	DRYOAURI	DRYOPS AURICULATUS				
185330103	DRYOERNE	DRYOPS ERNESTI				
185330104	DRYOGRLS	DRYOPS GRISEUS				
185330105	DRYOLURI	DRYOPS LURIDUS				
185330107	DRYONITTI	DRYOPS NITIDULUS				
185330108	DRYOSIMI	DRYOPS SIMILARIS				
151120101	DUGEGONO	DUGESIA GONOCEPHALA	5 2 2 1	5 5 4 1	1 1 1	
151120102	DUGELUGU	DUGESIA LUGUBRIS	1 1	1 1	1 1 1	
151120103	DUGEPOLY	DUGESIA POLYCHROA	1 1	1 1	1 1 1	
151120104	DUGETIGR	DUGESIA TIGRINA	1	1 1	1 1 1	
185170401	DYTICICI	DYTISCUS CIRCUMCINCTUS				
185170402	DYTICICFL	DYTISCUS CIRCUMFLEXUS				
185170404	DYTLAPP	DYTISCUS LAPPONICUS				
185170406	DYTIMARG	DYTISCUS MARGINALIS				
185170407	DYTISEMI	DYTISCUS SEMISULCATUS				
184240103	ECODYTISP	ECODYONURUS DISPAR	1 1	1 4	1 1 1	
184240106	ECODYLATE	ECODYONURUS LATERALIS	1 4	1 4	1 1 1	
184240107	ECODYTORR	ECODYONURUS TORRENTIS	1 4	1 4	1 1 1	
184240108	ECODYVENO	ECODYONURUS VENOSUS	1 1	1 1	1 1 1	
174320101	ECHIBERI	ECHINOGAMMARUS BERILLONI				
183430401	ECNOTENE	ECNOMUS TENELLUS				
189271108	EINFNGINS	EINFELDIA GR INSOLITA				
189271107	EINFNGPAG	EINFELDIA GR PAGANA				
999000042	EISEFOET	EISENA FOETIDA				
162160101	EISETETR	EISENIELLA TETRAEDRA				
123110101	ELECCRUS	ELECTRA CRUSTENTRA				

IAMM NUMMER	AFKORTING	SOORT	ZOEET										SNELSTROMEND										STROMEND										STAGNANT										BRAK																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																											
Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q

[illegible]

TAMM NUMBER	AFKORTING	SOORT	ZOET SNELSTROMEND	STROMEND	STAGNANT	BRAK
175110107	HYNAPROG	HYDRACHNA LEEGEE	Q Q Q Q	F F F F F F F F F F	1	1 1 1 1
175110108	HYNAPROG	HYDRACHNA PROCESSIFERA	2 6 6 7 8	1 1 2 2 3 3 6 6 7 7 8	1	1 1 1 1
175110109	HYNASKOR	HYDRACHNA SKORIKOWI	3 2 3 7 8	2 7 2 7 2 7 8 2 7 8 8	1	1 1 1 1
999000109	HYNAPROG	HYDRACHNA SP				
185210110	HYNEMELA	HYDRACHNA ASSIMILIS	7 1 1	1 7 1 1 1 1 1 1	1 1	1 1 1 1
185210101	HYENBRIT	HYDRACHNA MELAS		1 7 1 1 1 1 1 1	1 1	1 1 1 1
185210111	HYENEXCI	HYDRACHNA BRITTENI		4 4 1 1 1 1 1 1	1 4 4 1	1 4 4 1
185210105	HYENPALU	HYDRACHNA EXCISA		7 4 4 1 1 1 1 1	1 4 4 1	1 4 4 1
185210107	HYENPYGM	HYDRACHNA PALUSTRIS	1 1 1	1 1 1 1 1 1 1 1	1 4 4 1	1 4 4 1
185210108	HYENRIPA	HYDRACHNA PYGMAEA	1 1 1	1 1 1 1 1 1 1 1	1 4 4 1	1 4 4 1
185210109	HYENTEST	HYDRACHNA RIPARIA	1 1 1	1 1 1 1 1 1 1 1	1 4 4 1	1 4 4 1
189411001	HYELALBI	HYDRACHNA TESTACEA		1 1 1 1 1 1 1 1	1 1 1 1	1 1 1 1
189262002	HYBAPILLI	HYDRELLIA ALBILABRIS		2 2 1 1 1 1 1 1	1 1 1 1	1 1 1 1
189262000	HYBAENSP	HYDROBAENUS PILIPES		4 4 4 1 1 1 1 1	1 1 1 1	1 1 1 1
191220300	HYBISPEC	HYDROBAENUS SP		1 1 1 1 1 1 1 1	1 1 1 1	1 1 1 1
191220302	HYBISTAG	HYDROBIA SP		1 1 1 1 1 1 1 1	1 1 1 1	1 1 1 1
191220303	HYBISTAG	HYDROBIA STAGNORUM		1 1 1 1 1 1 1 1	1 1 1 1	1 1 1 1
185280201	HYBULVA	HYDROBIA ULVAE	1 1	1 1 1 1 1 1 1 1	1 1 1 1	1 1 1 1
185310101	HYRACARA	HYDROBIA FUSCIPES		1 1 1 1 1 1 1 1	1 1 1 1	1 1 1 1
175260301	HYREKRAM	HYDROCHARA CARABOIDES		1 1 1 1 1 1 1 1	1 1 1 1	1 1 1 1
185260101	HYCHANGU	HYDROCHOREUTES KRAMERI		1 1 1 1 1 1 1 1	1 1 1 1	1 1 1 1
185260102	HYCHBREV	HYDROCHUS ANGUSTATUS		1 1 1 1 1 1 1 1	1 1 1 1	1 1 1 1
185260103	HYCHCARI	HYDROCHUS BREVIS		1 1 1 1 1 1 1 1	1 1 1 1	1 1 1 1
185260104	HYCHELON	HYDROCHUS CARINATUS		1 1 1 1 1 1 1 1	1 1 1 1	1 1 1 1
185260105	HYCHIGNI	HYDROCHUS ELONGATUS		1 1 1 1 1 1 1 1	1 1 1 1	1 1 1 1
999000112	HYCHMEGA	HYDROCHUS IGNICOLLIS		1 1 1 1 1 1 1 1	1 1 1 1	1 1 1 1
175150101	HYMADESP	HYDROCHUS MEGAPHALLUS		1 1 1 1 1 1 1 1	1 1 1 1	1 1 1 1
185150301	HYGLPUSI	HYDRODROMA DESPICIENS		1 1 1 1 1 1 1 1	1 1 1 1	1 1 1 1
182690101	HYMEGRAC	HYDROGLYPHUS PUSTILLUS		1 1 1 1 1 1 1 1	1 1 1 1	1 1 1 1
182690102	HYNESTAG	HYDROMETRA GRACILENTA		1 1 1 1 1 1 1 1	1 1 1 1	1 1 1 1
185310202	HYLUPTICE	HYDROMETRA STAGNORUM		1 1 1 1 1 1 1 1	1 1 1 1	1 1 1 1
185150801	HYPOANGU	HYDROPHILLUS PICEUS		1 1 1 1 1 1 1 1	1 1 1 1	1 1 1 1
185150802	HYPOOISC	HYDROPORUS ANGUSTATUS		1 1 1 1 1 1 1 1	1 1 1 1	1 1 1 1
185150804	HYPOELON	HYDROPORUS DISCRETUS		1 1 1 1 1 1 1 1	1 1 1 1	1 1 1 1
185150805	HYPOERYT	HYDROPORUS ELONGATULUS		1 1 1 1 1 1 1 1	1 1 1 1	1 1 1 1
185150806	HYPOGLAB	HYDROPORUS ERYTHROCEPHALUS		1 1 1 1 1 1 1 1	1 1 1 1	1 1 1 1
185150807	HYPOGYLL	HYDROPORUS GLABRIUSCULUS		1 1 1 1 1 1 1 1	1 1 1 1	1 1 1 1
185150808	HYPOINCO	HYDROPORUS GILLENHALLI		1 1 1 1 1 1 1 1	1 1 1 1	1 1 1 1
185150809	HYPOLONG	HYDROPORUS INCOGNITUS		1 1 1 1 1 1 1 1	1 1 1 1	1 1 1 1
185150810	HYPOLONG	HYDROPORUS LONGULUS		1 1 1 1 1 1 1 1	1 1 1 1	1 1 1 1
185150811	HYPOMELA	HYDROPORUS MELANARIUS		1 1 1 1 1 1 1 1	1 1 1 1	1 1 1 1
185150812	HYPOMENI	HYDROPORUS MENONIUS		1 1 1 1 1 1 1 1	1 1 1 1	1 1 1 1
185150813	HYPONORI	HYDROPORUS MORIO		1 1 1 1 1 1 1 1	1 1 1 1	1 1 1 1
185150814	HYPONEGL	HYDROPORUS NEGLECTUS		1 1 1 1 1 1 1 1	1 1 1 1	1 1 1 1
185150815	HYPONIGR	HYDROPORUS NIGRITA		1 1 1 1 1 1 1 1	1 1 1 1	1 1 1 1
185150816	HYPONOTA	HYDROPORUS NOTATA		1 1 1 1 1 1 1 1	1 1 1 1	1 1 1 1
185150817	HYPOBSC	HYDROPORUS OBSCURUS		1 1 1 1 1 1 1 1	1 1 1 1	1 1 1 1
185150818	HYPOPALU	HYDROPORUS PALUSTRIS		1 1 1 1 1 1 1 1	1 1 1 1	1 1 1 1

[illegible]

[illegible]

[illegible]

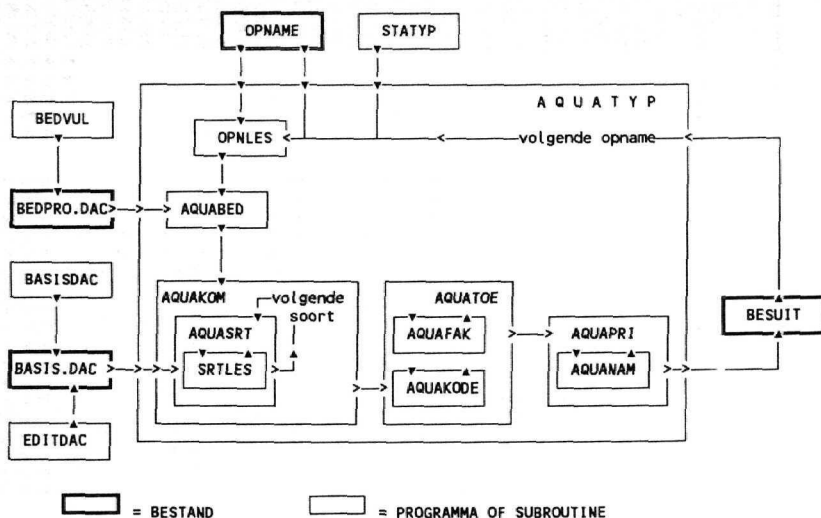
JANR NUMBER	AFKORTING	SOORT	ZOET SNELSTROMEND	STROMEND	STAGNANT	BRAK
189264105	PSCLPLAT	PSEUDOCLODIUS PLATYPUS	2	2	5 8	PSCLPLAT
189264113	PSCLPSIL	PSEUDOCLODIUS PSILOPTERUS	2	2	7 4 2 4 5 6 4 7 1	PSCLPSIL
189264100	PSCLADSP	PSEUDOCLODIUS SP	2	2	8 2 2 2	PSCLADSP
189237601	PSSTAVARI	PSEUDOTRATYPUS VARIUS	2	2	2 8	PSSTAVARI
192110201	PSNOCOMP	PSEUDANOCDONTA COMPLANATA	2	2	2 2 5 2	PSNOCOMP
1892723301	PSCHPRAS	PSEUDOCHEIRONOMUS PRASINATUS	2	2	5 2	PSCHPRAS
1892723300	PSCHIRSP	PSEUDOCHEIRONOMUS SP	2	2	5 5	PSCHIRSP
189264201	PSORCUT	PSEUDORHOCLADIUS CURTISTYLUS	2	2	4	PSORCUT
189264200	PSORTHSP	PSEUDORHOCLADIUS SP	2	2	4	PSORTHSP
189264300	PSMITSP	PSEUDOSMITTIA SP	2	2	1 1	PSMITSP
189264304	PSMTRIL	PSEUDOSMITTIA TRILOBATA	2	2	4	PSMTRIL
189141700	PSDASPEC	PSYCHODA SP	2	2	4	PSDASPEC
183430201	PSNYPUSI	PSYCHOMYIA PUSILLA	2	2	1 1	PSNYPUSI
189150100	PTYCHOSP	PTYCHOPTERA SP	2	2	1 1	PTYCHOSP
182940201	PYRRNYMP	PYRRHOSOMA NYMPHULA	2	2	1 1	PYRRNYMP
191320101	RADIAURI	RADIX AURICULARIA	2	2	1 1	RADIAURI
191320107	RADIOVAT	RADIX OVATA	2	2	1 1	RADIOVAT
191320104	RADIPERE	RADIX PEREIRA	2	2	1 1	RADIPERE
182850101	RANALINE	RANATRA LINEARIS	2	2	1 1	RANALINE
183360801	RHADALPE	RHADICOLEPTUS ALPESTRIS	2	2	1 1	RHADALPE
189380000	RHAGIOAE	RHAGIONIDAE	2	2	1 1	RHAGIOAE
185160502	RHANEXO	RHANTUS EXSOLETUS	2	2	1 1	RHANEXO
185160503	RHANFRON	RHANTUS FRONTALIS	2	2	1 1	RHANFRON
185160506	RHANSURA	RHANTUS SUTURALIS	2	2	1 1	RHANSURA
185160507	RHANSURE	RHANTUS SUTURELLUS	2	2	1 1	RHANSURE
189264404	RHCRCHAL	RHEOCRITOTOPUS CHALYBEATUS	2	2	1	RHCRCHAL
189264402	RHCREFFU	RHEOCRITOTOPUS EFFUSUS	2	2	1	RHCREFFU
189264401	RHCRFUSC	RHEOCRITOTOPUS FUSCIPES	2	2	1	RHCRFUSC
189264407	RHCRGATR	RHEOCRITOTOPUS GR ATRIPES	2	2	1	RHCRGATR
189264406	RHCRGFUS	RHEOCRITOTOPUS GR FUSCIPES	2	2	1	RHCRGFUS
189281100	RHTANYSP	RHEOTANYTARSUS SP	2	2	1	RHTANYSP
162131002	RHDFALC	RHYACODRILLUS FALCIFORMIS	2	2	1	RHDFALC
183440101	RHPHORS	RHYACOPHILA DORSALIS	2	2	8	RHPHORS
183440102	RHPHFASC	RHYACOPHILA FASCATA	2	2	4 7 1	RHPHFASC
162121301	RIPIPARA	RIPISTES PARASITA	2	2	2 2 1	RIPIPARA
184240404	RITHIRID	RITHROGENA IRIDINA	2	2	2 2 1	RITHIRID
184240405	RITHSEMI	RITHROGENA SEMICOLORATA	2	2	5 5 1 1	RITHSEMI
999000085	ROEDJUNC	ROEDERIDES JUNCTA	2	2	1	ROEDJUNC
999000087	SARGUSSP	SARGUS SP	2	2	1	SARGUSSP
189140405	SATCNUBI	SATCHELLIELLA NUBILA	2	2	1	SATCNUBI
189140407	SATCTRIV	SATCHELLIELLA TRIVIALIS	2	2	1	SATCTRIV
185151501	SCARHALE	SCARODYTES HALENSIS	2	2	1	SCARHALE
189410700	SCTELLSP	SCATELLA SP	2	2	1	SCTELLSP
189430000	SCTOPHAE	SCATOPHAGIDAE	2	2	1	SCTOPHAE
189420000	SCIONYAE	SCIONYZIDAE	2	2	1	SCIONYAE
191340302	SEGNMITI	SEGMENTINA NITIDA	2	2	1	SEGNMITI
183460102	SETOPERS	SERICOSTOMA PERSONATUM	2	2	1	SETOPERS
183810101	SIALFULI	SIALIS FULIGINOSA	2	2	1	SIALFULI

[illegible]

[illegible]

BIJLAGE 6.1: SCHEMATISCHE WEERGAVE VAN AQUATYP

AQUATYP



BESTANDEN:

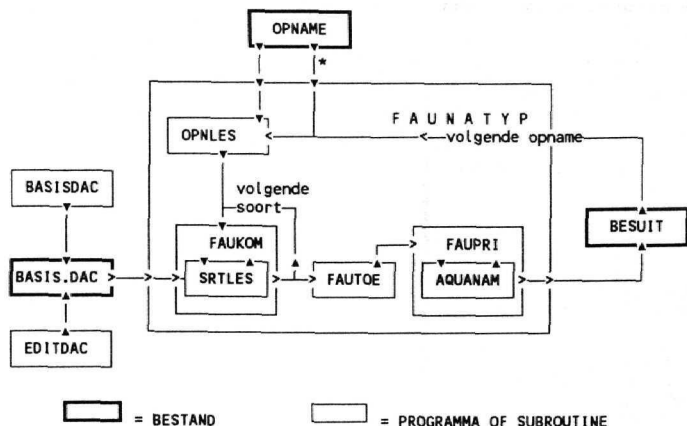
OPNAME: Het opname-bestand
 BEDPRO.DAC: Bestand met abundantieschalen
 BASISDAC: Bestand met alle soorten + ecotooptypen + karakteristiceitswaarden.
 BESUIT: Uitvoerbestand

PROGRAMMA'S EN SUBROUTINES:

STATYP: vraagt interactief informatie over de opname.
 AQUATYP: leest de informatie van STATYP en haalt zelf ook nog informatie uit het opnamebestand, coördineert het hele programma.
 OPNLES: leest de soorten uit de opname.
 AQUABED: hier wordt de in de opname gebruikte bedekkingsschaal omgezet in een standaardschaal (promillages).
 SRTL: leest ecotooptypen en karakteristiceitswaarden uit BASISDAC.
 AQUASRT: sommeert per soort per indelingskenmerkklasse de gewogen waarde.
 AQUAKOM: sommeert per opname per indelingskenmerkklasse de gewogen waarde.
 AQUATOE: bepaalt de hoogste klasse per indelingskenmerk wanneer de weegwaarden voor de gehele opname zijn gesommeerd.
 AQUAFK: voegt, wanneer het verschil tussen twee geselecteerde klassen kleiner is dan een van te voren ingesteld percentage, een klasse tussen de reeds geselecteerde klassen.
 AQUAKODE: codeert en decodeert de codes van de ecotooptypen waarmee AQUATOE de toedeling maakt.
 AQUAPRI: slaat de resultaten van de toedeling op in een bestand.
 AQUANAM: geeft een omschrijving van de codes van de ecotooptypen.
 BASISDAC: maakt uit een database-bestand de file BASISDAC.
 EDITDAC: geeft de mogelijkheid om veranderingen uit te voeren in BASISDAC
 BEDVUL: onderhoudsprogramma van het bestand BEDPRO.DAC.

BIJLAGE 6.2: SCHEMATISCHE WEERGAVE VAN FAUNATYP

FAUNATYP



* vraagt informatie over de opname, zoals wijze van uitvoer etc.

BESTANDEN:

OPNAME: Het opname-bestand (besnam)
 BASIS.DAC: Bestand met alle soorten + ecotootypen + karakteristiceitswaarden.
 BESUIT: Uitvoerbestand

PROGRAMMA'S EN SUBROUTINES:

FAUNATYP: leest de informatie uit het opnamebestand en coördineert het hele programma.
 OPNLES: leest de soorten uit de opname.
 SRTLES: leest ecotootypen en karakteristiceitswaarden uit BASISDAC.
 FAUKOM: berekent per soort de karakteristiceitsklasse (KK) uit de karakteristiceitswaarde (KAR) en de abundantie (ABUN). Tevens wordt de score van de karakteristiceitsklasse, per ecologische groep, bijgehouden.
 FAUTOE: Berekent de som van de scores uit de karakteristiceitsklassen. Bepaalt vervolgens de hoogste waarde en deelt de opname aan dit ecotootype toe.
 FAUPRI: slaat de resultaten van de toedeling op in een bestand.
 AQUANAM: geeft een omschrijving van de codes van de ecotootypen.
 BASISDAC: maakt uit een database-bestand de file BASIS.DAC.
 EDITDAC: geeft de mogelijkheid om veranderingen uit te voeren in BASIS.DAC

Hieronder volgt nog een iets uitgebreidere beschrijving van de subroutines. (De afkortingen die hier gebruikt worden slaan op de codes zoals ze in het programma gebruikt worden. Deze kunnen afwijken van de codes zoals die in de tekst van de hoofdstukken gebruikt worden.)

SUBROUTINE FAUKOM

Deze subroutine wordt voor iedere soort doorlopen en berekent per soort de karakteristiceitsklasse (KK) uit de karakteristiceitswaarde (KAR) en de abundantie (ABUN). Er wordt een array ECOGR(45) gemaakt waarin alle ecotootypen staan en een bijbehorende matrix (45x9) (KARMAT) waarin de waarde van de karakteristiceitsklasse, per ecotootype, bijgehouden wordt.

SUBROUTINE FAUTOE

De subroutine heeft dezelfde functie als ECOTOE en AQUATOE. In een array KI(45) komt de totaal gewogen waarde te staan. Deze wordt verkregen door de waarde van de KK te vermenigvuldigen met de weegfactor (WK) en vervolgens alle klassen bij elkaar op te tellen. De hoogste waarde wordt bepaald en aan dit ecotootype wordt de opname toegedeeld. Wanneer het verschil tussen twee of meer KI's (=TGW) kleiner is dan 20 % wordt aan beide ecotootypen toegedeeld.

SUBROUTINE FAUPRI

De subroutine heeft dezelfde functie als ECOPRI en AQUAPRI. De subroutine verzorgt de uitvoer van de toedeling van macrofauna-opnamen. Behalve de geselecteerde ecotootypen [met de hoogste KI(=TGW)] worden alle ecotootypen met hun karakteristiceitsklassen geprint, zodat voor iedere ecotootype te zien is hoe de verdeling van de aantallen soorten over deze klassen is.

BIJLAGE 6.3: RESULTAAT VAN DE TOEDELING VAN EEN AQUATISCHE VEGETATIE-OPNAME MET BEHULP VAN AQUATYP.

Programma AQUATYP: toedelen van aquatische opnamen aan ecotootypen.

```

nyme.uit      naam uitvoerbestand
1             macrofyten(1), macrofauna(2), beide(3)
J             wel/niet losse opnamen toedelen
1             eerste in te delen opname
0             laatste in te delen opname
1             stapgrootte (om de hoeveel opnamen)
5             minimumverschil voor eenduidige toed.
5             ondergrens obl. brak/zilt voor zout
5             wijze van weging bedekking
1             wijze van uitvoer
\opnamen\nyme\ nyme.opn      Invoerbestand

```

Aantal opnamen: 101 aantal kopvars: 10
Betreft: Opnamegegevens Fred v.d. Brink

```

1 PROJ      projectnummer
2 XCOR      X-coördinaat
3 YCOR      y-coördinaat
4 OPN       opnamennummer
5 HERH      herhalingsnummer
6 JAAR      opnamejaar
7 OTFYT     opnametechniek macrofyten
8 OTFAU     opnametechniek macrofauna
9 EASFYT    aantal soorten macrofyten in de opname
10 EASFAU   aantal soorten macrofauna in de opname

```

Record 8: proj 0 KM 0- 0 opn 8 herh 1 jr*** Otfyt 19 Otfau 21 easfyt 20 easfau 62

SRTNR	NAAM	Ab	Bed	Weeg	kd	0/00	wrd	Ecologische groepen
3692	ALISMA PLANTAGO-AQUATICA	1	20	88				M68:5
3695	BUTOMUS UMBELLATUS	2	130	140				M67:5 M68:5
3818	CAREX ACUTA	2	130	140				
3835	ELEOCHARIS PALUSTRIS SSP. PALUSTRIS	1	20	88				
3836	EQUISETUM FLUVIATILE	1	20	88				
3839	GLYCERIA MAXIMA	2	130	140				
3841	IRIS PSEUDACORUS	1	20	88				
3717	LEMNA MINOR	1	20	88				M98:5
3718	LEMNA TRISULCA	1	20	88				M98:5
3846	MENTHA AQUATICA	3	500	179				
3728	NUPHAR LUTEA	2	130	140				F98:5 M48:5 M58:5 M98:5
3732	POLYGONUM AMPHIBIUM	2	130	140				M37:5 M38:5 M97:5 M98:5
3742	POTAMOGETON LUCENS	2	130	140				F98:5 M48:5 M97:5 M98:5
3751	POTAMOGETON PUSILLUS	2	130	140				M48:5 M68:5 M68:5
3755	RANUNCULUS AQUATILIS	1	20	88				F97:5 F98:5 M37:5 M38:5 M97:5 M98:5
								M98:5
3856	RORIPPA AMPHIBIA	1	20	88				
3764	SAGITTARIA SAGITTIFOLIA	3	500	179				M97:5 M98:5
3859	SCIRPUS LACUSTRIS SSP. LACUSTR	2	130	140				
3863	SPARGANIUM ERECTUM SSP. ERECTUM	2	130	140				
3866	TYPHA ANGUSTIFOLIA	2	130	140				
870	DENDROCOELEM LACTEUM	1	1	0				M67:5 M68:5
1017	DUGESIA POLYCHROA	6	50	0				
1167	ERPOBDELLA OCTOCULATA	4	13	0				F67:5 M68:5
1169	ERPOBDELLA TESTACEA	3	6	0				M67:5 M68:5
1298	GLOSSIPHONIA HETEROCLITA	6	50	0				M67:8 M77:8
1455	HELOBDELLA STAGNALIS	5	25	0				M67:5
1497	HEMICLEPSIS MARGINATA	2	2	0				M47:4 M48:4 M57:4 M68:4 M88:8
3351	THEROMYZON TESSULATUM	3	6	0				M68:7 M73:5 M88:8
1958	LIMNODRILUS CLAPAREDEIANUS	2	2	0				F67:4 F68:4 F78:4 M57:8 M88:8 M68:4
								M78:4
3494	TUBIFICIDAE JUV WITH HAIR	1	1	0				
3495	TUBIFICIDAE JUV WITHOUT HAIR	5	25	0				
2017	LUMBRICULUS VARIEGATUS	2	2	0				F17:5 F37:5 M47:7 M67:5
19	ACROLOXUS LACUSTRIS	8	200	0				M67:8 M68:5 M77:5 M68:5
393	BITHYNIA LEACHI	9	400	0				M68:5 M78:5
395	BITHYNIA TENTACULATA	8	200	0				F78:6 M68:5

2951	RADIX AURICULARIA	2	2	0	M77:4	M87:5			
2953	RADIX PEREGRINA	3	6	0	F78:4				
2019	LYMNAEA STAGNALIS	4	13	0	M68:8				
2650	PHYSA FONTINALIS	6	50	0	F77:5	F78:8	M67:5	M68:8	LM08:5
1372	GYRAULUS ALBUS	4	13	0	M67:5				
350	BATHYOMPHALUS CONTORTUS	7	100	0	M37:8	M63:5	M67:9		
2712	PLANORBARIUS CORNEUS	3	6	0	M37:7	M67:5	M68:8		
2716	PLANORBIS PLANORBIS	6	50	0	M37:4	M68:5			
149	ANISUS VORTICULUS	8	200	0	M67:8	M77:5			
1532	HIPPEUTIS COMPLANATUS	2	2	0	M67:8	M68:5			
3524	VALVATA CRISTATA	3	6	0	M67:8	M68:5			
3526	VALVATA PISCINALIS	5	25	0	F78:5	M68:5	M78:5		
3162	SPHAERIUM CORNEUM	3	6	0	M87:5				
2183	MUSCULIUM LACUSTRE	1	1	0	M58:7	M73:4	M87:4		
1570	HYDRACHNA CRUENTA	2	2	0	M58:4				
1938	LIMNESIA MACULATA	1	1	0	M88:5	LM68:4	LM78:4		
1942	LIMNESIA UNDULATA	1	1	0	M47:7				
264	ASELLUS AQUATICUS	9	400	0	M68:5				
442	CAENIS ROBUSTA	3	6	0	M67:5	M68:8	M77:5		
632	CLOEON DIPTERUM	2	2	0	F78:5	M62:5	M67:5		
444	CALLICORIXA PRAEUSTA	3	6	0	M62:7	M67:8			
1517	HESPEROCORIXA LINNEI	2	2	0	M62:4	M68:8	LM68:5	LM08:5	
3090	SIGARA FALLENI	7	100	0	F78:4	M78:5	M88:5		
3104	SIGARA STRIATA	6	50	0	M68:5	M78:5	M88:5		
1286	GERRIS ARGENTATUS	1	1	0					
1291	GERRIS ODONTOGASTER	3	6	0	M87:8	LM08:4			
2059	MESOVIELIA FURCATA	1	1	0	M48:8	M87:8			
1768	ILYOCORIS CIMICOIDES	2	2	0	M48:4	M58:4	M77:4	M78:4	M87:8
2306	NOTONECTA GLAUCA	3	6	0	M62:7	M67:8	M68:5		
1735	HYGROTUS VERSICOLOR	7	100	0					
2983	RHANTUS SUTURALIS	1	1	0	M38:4	M62:7	M67:4	LM68:4	
1098	ENOCHRUS TESTACEUS	2	2	0	M37:4	M67:8			
1413	HALIPLUS FLAVICOLLIS	1	1	0	M37:7	M47:4	M58:7		
1419	HALIPLUS IMMACULATUS	1	1	0	M47:7	M87:5			
1483	HELOPHORUS MINUTUS	3	6	0	M37:7	M38:7	M67:4		
653	COENAGRION PUELLA	3	6	0	M63:5	M73:4			
656	COENAGRIONIDAE	5	25	0					
655	COENAGRION SP	3	6	0					
1171	ERYTHROMMA NAJAS	2	2	0	M47:7	M48:7	M68:5	M73:8	
1775	ISCHNURA ELEGANS	3	6	0	LM08:5	mM08:4			
1540	HOLOCENTROPUS PICICORNIS	3	6	0	M67:7	M68:4	M77:8		
3450	TRIAENODES BICOLOR	2	2	0	M47:4	M62:5	M68:5	LM68:5	LM78:4
1082	ENDOCHIRONOMUS ALBIPENNIS	5	25	0	F78:8	M77:5	M87:8	M88:5	mM08:7
1089	ENDOCHIRONOMUS TENDENS	2	2	0	M47:5	M62:8	M73:5	M87:8	
1319	GLYPOTENDIPIES SP	4	13	0	F78:8				
2069	METRICONEMUS HIRTICOLLIS	1	1	0					
541	CHAEBORUS FLAVICANS	7	100	0	M48:8	M57:7	M58:4	M62:5	M67:8
					M73:5				M68:5

CHLORINITEIT

	fak	obl	obpr
1 zoet	1231	1003	8
2 z-lbr	1231	228	2
3 l br	228	0	0
4 z-mbr	1231	0	0
5 l-mbr	228	0	0
6 m br	0	0	0
7 z-sbr	1231	0	0
8 l-sbr	228	0	0
9 m-sbr	0	0	0
10 s br	0	0	0
11 z- zi	1231	0	0
12 lb-zi	228	0	0
13 mb-zi	0	0	0
14 sb-zi	0	0	0
15 zilt	0	0	0

STROMING

	fak	obl	obpr
Q	0	0	0
Q-F	368	0	0
F	368	0	0
Q-M	1231	0	0
F-M	1231	368	3
M	1231	863	7

GROOTTE

	fak	obl	obpr
bron	0	0	0
br-kl	1231	0	0
klein	1231	368	3
br-mi	1231	0	0
kl-mi	1231	0	0
mid	863	0	0
br-gr	1231	0	0
kl-gr	1231	863	7
mi-gr	863	0	0
groot	863	0	0

DIEPTE

	fak	obl	obpr
1 dv	228	0	0
2 on-dv	1231	228	2
3 ondiep	1231	583	5
4 dv-dp	1231	0	0
5 on-di	1231	420	3
6 diep	420	0	0
7			
8			
9			
10			

VOEDSELRIJKDOM

	fak	obl	obpr
va	0	0	0
va-mv	687	0	0
mvr	687	0	0
va-vr	1231	0	0
mv-vr	1231	687	5
vr	1231	544	5
va-zvr	1231	0	0
mv-zvr	1231	0	0
vr-zvr	1231	0	0
zvr	0	0	0

ZUURGRAAD

	fak	obl	obpr
zr zu	0	0	0
zz-zu	0	0	0
zuur	0	0	0
zz-neu	1231	0	0
zu-neu	1231	0	0
neutr	1231	1231	10

Totaalabundantie fyten en fauna resp. 1231 0

proj 0 KM 0- 0 opn 8 herh 1 jr*** Otftyt 19 Otfau 21 easfyt 20 easfau 62

ECONR Naam ecotooptype(n)

M68

BIJLAGE 6.4: RESULTAAT VAN DE TOEDELING VAN EEN AQUATISCHE MACROFAUNA-OPNAME MET
BEHULP VAN FAUNATYP.

Programma FAUNATYP: toedelen van aquatische MACROFAUNA opnamen aan ecotootypen.

Aantal opnamen: 101 aantal kopvars: 10

Betreft: Opnamegegevens Fred v.d. Brink

1 PROJ projectnummer
2 XCOR X-coördinaat
3 YCOR Y-coördinaat
4 OPN opnamenummer
5 HERH herhalingsnummer
6 JAAR opnamejaar
7 OTFYT opnametechniek macrofyten
8 OTFAY opnametechniek macrofauna
9 EASFYT aantal soorten macrofyten in de opname
10 EASFAU aantal soorten macrofauna in de opname

Record 8: proj 0 KM 0- 0 opn 8 herh 1 jr*** Otfyt 19 Otfau 21 easfyt 20 easfau 62

SRTNR	NAAM	Ab kd	Aan tal	Ecologische groepen							
3692	ALISMA PLANTAGO-AQUATICA	1	20	M68:5							
3695	BUTOMUS UMBELLATUS	2	130	M67:5	M68:5						
3818	CAREX ACUTA	2	130								
3835	ELEOCHARIS PALUSTRIS SSP. PALUSTRIS	1	20								
3836	EQUISETUM FLUVIATILE	1	20								
3839	GLYCERIA MAXIMA	2	130								
3841	IRIS PSEUDACORUS	1	20								
3717	LEMNA MINOR	1	20	M98:5							
3718	LEMNA TRISULCA	1	20	M98:5							
3846	MENTHA AQUATICA	3	500								
3728	NUPHAR LUTEA	2	130	F98:5	M48:5	M58:5	M98:5				
3732	POLYGONUM AMPHIBIUM	2	130	M37:5	M38:5	M97:5	M98:5				
3742	POTAMOGETON LUCENS	2	130	F98:5	M48:5	M97:5	M98:5				
3751	POTAMOGETON PUSILLUS	2	130	M48:5	M68:5	M68:5					
3755	RANUNCULUS AQUATILIS	1	20	F97:5	F98:5	M37:5	M38:5	M97:5	M98:5		
				LM98:5							
3856	RORIPPA AMPHIBIA	1	20								
3764	SAGITTARIA SAGITTIFOLIA	3	500	M97:5	M98:5						
3859	SCIRPUS LACUSTRIS SSP. LACUSTR	2	130								
3863	SPARGANIUM ERECTUM SSP. ERECTUM	2	130								
3866	TYPHA ANGUSTIFOLIA	2	130								
870	DENDROCOELUM LACTEUM	1	1	M67:5	M68:5						
1017	DUGESIA POLYCHROA	6	50								
1167	ERPODELLA OCTOCULATA	4	13	F67:5	M68:5						
1169	ERPODELLA TESTACEA	3	6	M67:5	M68:5						
1298	GLOSSIPHONIA HETEROCLITA	6	50	M67:8	M77:8						
1455	HELOBDELLA STAGNALIS	5	25	M67:5							
1497	HEMICLEPSIS MARGINATA	2	2	M47:4	M48:4	M57:4	M68:4	M88:8			
3351	THEROMYZON TESSULATUM	3	6	M68:7	M73:5	M88:8					
1958	LIMNODRILLUS CLAPAREDEIANUS	2	2	F67:4	F68:7	F78:4	M57:8	M88:8	LM68:4		
				LM78:4							
3494	TUBIFICIDAE JUV WITH HAIR	1	1								
3495	TUBIFICIDAE JUV WITHOUT HAIR	5	25								
2017	LUMBRICULUS VARIEGATUS	2	2	F17:5	F37:5	M47:7	M67:5				
19	ACROLOXUS LACUSTRIS	8	200	M67:8	M68:5	M77:5	LM08:5				
393	BITHYNIA LEACHI	9	400	M68:5	M78:5						
395	BITHYNIA TENTACULATA	8	200	F78:6	M68:5						
2951	RADIX AURICULARIA	2	2	M77:4	M87:5						
2953	RADIX PEREGRINA	3	6	F78:4							
2019	LYMNAEA STAGNALIS	4	13	M68:8							
2650	PHYSA FONTINALIS	6	50	F77:5	F78:8	M67:5	M68:8	LM08:5			
1372	GYRAULUS ALBUS	4	13	M67:5							
350	BATHYOMPHALUS CONTORTUS	7	100	M37:8	M63:5	M67:9					
2712	PLANORBARIUS CORNEUS	3	6	M37:7	M67:5	M68:8					
2716	PLANORBIS PLANORBIS	6	50	M37:4	M68:5						
149	ANISUS VORTICULUS	8	200	M67:8	M77:5						
1532	HIPPEUTIS COMPLANATUS	2	2	M67:8	M68:5						
3524	VALVATA CRISTATA	3	6	M67:8	M68:5						

3526	VALVATA PISCINALIS	5	25	F78:5	M68:5	M78:5		
3162	SPHAERIUM CORNEUM	3	6	M87:5				
2183	MUSCULIUM LACUSTRE	1	1	M58:7	M73:4	M87:4		
1570	HYDRACHNA CRUENTA	2	2	M58:4				
1938	LIMNESIA MACULATA	1	1	M88:5	LM68:4	LM78:4		
1942	LIMNESIA UNDULATA	1	1	M47:7				
264	ASELLUS AQUATICUS	9	400	M68:5				
442	CAENIS ROBUSTA	3	6	M67:5	M68:8	M77:5		
632	CLOEON DIPTERUM	2	2	F78:5	M62:5	M67:5		
444	CALLICORIXA PRAEUSTA	3	6	M62:7	M67:8			
1517	HESPEROCORIXA LINNEI	2	2	M62:4	M68:8	LM68:5	LM08:5	
3090	SIGARA FALLENI	7	100	F78:4	M78:5	M88:5		
3104	SIGARA STRIATA	6	50	M68:5	M78:5	M88:5		
1286	GERRIS ARGENTATUS	1	1					
1291	GERRIS ODONTOGASTER	3	6	M87:8	LM08:4			
2059	MESOVELIA FURCATA	1	1	M48:8	M87:8			
1768	ILYOCORIS CIMICOIDES	2	2	M48:4	M58:4	M77:4	M78:4	M87:8
2306	NOTONECTA GLAUCA	3	6	M62:7	M67:8	M68:5		
1735	HYGROTUS VERSICOLOR	7	100					
2983	RHANTUS SUTURALIS	1	1	M38:4	M62:7	M67:4	LM68:4	
1098	ENOCHRUS TESTACEUS	2	2	M37:4	M67:8			
1413	HALIPLUS FLAVICOLLIS	1	1	M37:7	M47:4	M58:7		
1419	HALIPLUS IMMACULATUS	1	1	M47:7	M87:5			
1483	HELOPHORUS MINUTUS	3	6	M37:7	M38:7	M67:4		
653	COENAGRION PUELLA	3	6	M63:5	M73:4			
656	COENAGRIONIDAE	5	25					
655	COENAGRION SP	3	6					
1171	ERYTHROMMA NAJAS	2	2	M47:7	M48:7	M68:5	M73:8	
1775	ISCHNURA ELEGANS	3	6	LM08:5	MM08:4			
1540	HOLOCENTROPUS PICICORNIS	3	6	M67:7	M68:4	M77:8		
3450	TRIAENODES BICOLOR	2	2	M47:4	M62:5	M68:5	LM68:5	LM78:4
1082	ENDOCHIRONOMUS ALBIPENNIS	5	25	F78:8	M77:5	M87:8	M88:5	MM08:7
1089	ENDOCHIRONOMUS TENDENS	2	2	M47:5	M62:8	M73:5	M87:8	
1319	GLYPOTENDIPES SP	4	13	F78:8				
2069	METRIOCNEMUS HIRTICOLLIS	1	1					
541	CHAOBORUS FLAVICANS	7	100	M48:8	M57:7	M58:4	M62:5	M67:8
				M73:5				

afwijking ab.:	AANTAL SOORTEN PER KARAKT.KLASSE									- KWALITEITS- INDEX
	niet karakt.			karakt.			zeer karakt.			
	2	1	0	2	1	0	2	1	0	
Q23	0	2	0	0	0	0	0	0	0	2
Q62	1	7	7	0	0	0	0	0	0	15
Q63	0	8	6	0	0	0	0	0	0	14
Q77	4	7	15	0	0	0	0	0	0	26
Q78	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Q88	3	9	16	0	0	0	0	0	0	28
F12	0	2	1	0	0	0	0	0	0	3
F17	0	2	2	0	1	0	0	0	0	6
F22	0	3	1	0	0	0	0	0	0	4
F27	0	6	4	0	0	0	0	0	0	10
F32	0	3	2	0	0	0	0	0	0	5
F37	0	5	4	0	1	0	0	0	0	11
F38	0	9	8	0	0	0	0	0	0	17
F62	1	4	7	0	0	0	0	0	0	12
F67	1	8	14	0	0	2	0	0	0	29
F68	0	11	18	0	0	0	0	0	1	35
F77	4	12	30	0	0	1	0	0	0	49
F78	2	14	22	1	1	4	0	0	3	71
F88	1	15	24	0	0	0	0	0	0	40
M31	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
M32	2	7	10	0	0	0	0	0	0	19
M33	2	7	12	0	0	0	0	0	0	21
M37	4	12	19	0	1	1	0	1	3	63
M38	1	12	19	0	0	1	0	0	1	41
M47	2	14	23	0	1	3	0	0	4	74
M48	1	14	24	0	0	2	0	2	1	61
M57	0	9	19	0	0	1	1	1	0	40
M58	2	13	25	1	0	2	0	0	2	59
M61	0	6	7	0	0	0	0	0	0	13
M62	3	10	10	0	3	1	0	1	3	55
M63	1	13	6	0	2	0	0	0	0	24
M67	1	13	13	0	6	5	0	8	3	112
M68	1	13	14	0	12	6	0	3	3	103
M77	0	19	17	0	3	3	0	1	1	62
M78	0	20	18	0	2	3	0	0	0	51
M87	1	25	13	0	3	1	0	4	1	74
M88	1	26	13	0	2	2	0	3	0	65
LM38	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
LM68	6	21	19	0	2	3	0	0	0	59
LM78	4	14	28	0	0	3	0	0	0	55
LM88	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
LM08	5	14	27	0	3	2	0	0	0	58
mM08	2	8	14	0	0	1	0	1	0	32
bM08	1	5	6	0	0	0	0	0	0	12
zM08	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0

ECONR Naam ecotooptype(n)

M67
M68

=====

BIJLAGE 6.5: VERGELIJKING VAN DE TOEDELING VAN HET KUN-BESTAND MET AQUATYP EN FAUNATYP.

OPNAME	AQUATYP, macrofyten toegedeeld aan ecotootype	AQUATYP, macrofauna toegedeeld aan ecotootype	FAUNATYP, macrofauna toegedeeld aan ecotootype
1	-	-	-
2	M67/M68/M87/M88/M77/M78	M68	M67
3	-	M78/M68	LM78/F78
4	M68/M88/M78	M68	M67
5	M67/M68/M87/M88/M77/M78	M68	M67/F78
6	M68/M88/M78	M68/M67	M67
7	M68	M68	M67/M68
8	M68	M67/M68	M67/M68
9	M68	M68	M67/M68
10	M68	M68	M87
11	-	M78	LM78
12	M68/M88/M78	M68	M67
13	M68	M68/M78	LM78
14	M68	M67/M68/M77/M78	LM78
15	M68	M68	M68/M67
16	M68	M68	M67/M58/M68/M48/M47
17	M68	M68/M78	M58
18	M68/M88/M78	M67	M47
19	M68	M67/M68	M67
20	M67/M68	M78	LM78
21	-	M78	LM78
22	-	M77/M78	M87/LM78
23	-	M68	M67/M68
24	-	M68	LM78/M68
25	-	M78/M68	F78
26	-	M68/M78	LM78
27	-	M78	LM78/M88/M57/M68
28	M68	M68	M67/LM78
29	M68	M67/M68	M67/LM78
30	M68/M88/M78	M68	M67/M68
31	M68/M88/M78	M68	M67
32	M68	M67/M68	M68
33	M68	M78	M67/M87/LM78
34	M68/M88/M78	M67/M68	M67/M68
35	M68/M88/M78	M68/M67	M67
36	M68/M88/M78/LM68/LM88/LM78	M68/M78	M68/LM78
37	-	M68/M67	LM78
38	-	M78	LM78
39	-	M78	M88/M57
40	-	M77/M78/M67/M68	M58/M48
41	M68/M88/M78	M68/M67	M67/M68
42	M68	M78/M68	M68
43	M68	M68	M67/M68
44	M68/M88/M78	M68/M67	M67
45	M68	M78	M88
46	-	M67/M68/M77/M78	M47
47	-	M68/M67/M78/M77	M67
48	M68/M88/M78	M68/M67	M68/M67
49	M68/M88/M78	M68/M67	M67
50	M68/M88/M78	M68/M67	M67
51	M68/M88/M78	-	-
52	-	M68/M67	M68/M67/M87
53	M68	M67	M67
54	M68	M67/M68	M68
55	M68/M88/M78	M68/M78	LM78
56	-	M68/M78	LM78
57	-	M78	Q88/F88
58	M68/M88/M78	M78/M68	M58/M78/M87/M48
59	M68/M88/M78/LM68/LM88/LM78	M68	F78
60	M68	M68	M68
61	M68	M68/M67	M68/LM78
62	M68/LM68	M78	M87/F78/M68/M58
63	M68/LM68	M78	LM78/M88
64	M68	M67/M68	M67
65	M68	M67	M67
66	M68/M88/M78	M67	M67
67	-	-	-
68	-	M78/M77/M68/M67	M87/M67
69	M68	M68/M67	M67
70	-	-	-

OPNAME	AQUATYP, macrofyten toegedeeld aan ecotooptype	AQUATYP, macrofauna toegedeeld aan ecotooptype	FAUNATYP, macrofauna toegedeeld aan ecotooptype
71	-	-	-
72	M68/M88/M78	M78	M87/M47
73	M68	M68/M78	M67/M68//M87/M47/M88/M48
74	-	M68	M47
75	M68	M67	M67
76	M68	M67	M47/M67
77	M68/M88/M78	M68/M78	M58
78	-	M78	M87/LM78
79	M67/M68	M88/M78	M88
80	M68	M67/M68/M77/M78	M47
81	M68/M88/M78	-	-
82	M68	M78	LM78
83	-	-	-
84	M67/M68/M87/M88/M77/M78	M68/M78	LM78/M87/M58
85	M68	M68/M78	M58/M47
86	M68/M88/M78	M78/M68	LM78/M87
87	M68	M68/M67	M47
88	M68	M68/M67/M78/M77	M67/M68/LM78/M87
89	-	M78	M57/M88
90	-	-	-
91	M68	M78	M58
92	M68	M68/M78	LM78
93	M68	M68/M67/M78/M77	M68/LM78/M87/ F78/M67
94	M68	M68/M78	M67
95	M68	M68/M67	M58
96	M68/M88/M78	M68/M67/M78/M77	M58
97	M68	M78	M58/M47/M48
98	M68	M68	M47
99	M68	M68	M67
100	M68	M67	M47/M67
101	M68	M67/M68	M67

BILAGE 7.1 a: ABIOTISCHE KARAKTERISERING VAN WATEREN IN HOOFDROEPEEN.

10 HOOFDROEPEEN:

BRONNEN:
 HEUVELLANDBEKEN:
 GROTE RIVIEREN:
 LAAGLANDBEKEN TEMPORAIR:
 LAAGLANDBEKEN PERMANENT KLEIN:
 LAAGLANDBEKEN PERMANENT GROOT:
 STAGNANT TEMPORAIR:
 STAGNANT PERMANENT KLEIN:
 STAGNANT PERMANENT GROOT:
 BRAK:

ECOTOOPTYPEN:
 Q23, F12, F17, F22, F27.
 Q62, Q63, Q77.
 Q88.
 F32, F37, F38.
 F62, F67, F68.
 F73, F77, F78, F88.
 M32, M33, M37, M38.
 M61, M62, M63, M67, M68, M47, M48.
 M77, M78, M88, M57, M58.
 LM68, LM78, LM08, mM08, bM08.

HOOFDROEPE

BRONNEN: BRO

HEUVELLANDBEKEN: HLB

GROTE RIVIEREN: RIV

MASTEFACOR:

MODEL:

	(mg Cl/l)	AVG ± STD	RANGE	AVG ± STD	RANGE	AVG ± STD	RANGE
CHLORINITEIT	(cm/s)	150 ± 150	0 - 300	150 ± 150	0 - 300	150 ± 150	0 - 300
STROMING	(weken)	-	> 10	-	> 80	-	> 80
DROOGVALLING	(b) (m)	4 ± 4	0 - 8	3 ± 3	0 - 6	3 ± 3	0 - 6
DIMENSIES	(d) (cm)	50 ± 50	0 - 100	12.5 ± 12.5	0 - 25	-	> 20
				125 ± 125	0 - 250	150 ± 100	50 - 250

ACTUEEL:

	(mg Cl/l)	AVG ± STD	RANGE	AVG ± STD	RANGE	AVG ± STD	RANGE
CHLORINITEIT	(cm/s)	10 - 45	10 - 45	21 - 53	21 - 53	25 - 163	25 - 163
STROMING	(weken)	1 - 200	1 - 200	12 - 200	12 - 44	12 - 44	12 - 44
DROOGVALLING	(b) (m)	-	-	0	0	0	0
DIMENSIES	(d) (cm)	0 - 1.1	0 - 1.1	0.3 - 5	44 - 148	44 - 148	44 - 148
		0 - 30	0 - 30	1 - 100	337 - 487	337 - 487	337 - 487

HOOFD GROEP

LAAGLANDBEKEN TEMPORAIR: LBT
LAAGLANDBEKEN PERMANENT
KLEIN: LPK

MASTEFACTOR:

LAAGLANDBEKEN PERMANENT
GROOT: LPG

MODEL:

	AVG ± STD	RANGE	AVG ± STD	RANGE	AVG ± STD	RANGE
CHLORINITEIT (mg Cl/l)	150 ± 150	0 - 300	150 ± 150	0 - 300	150 ± 150	0 - 300
STROMING (cm/s)	55 ± 45	10 - 100	55 ± 45	10 - 100	55 ± 45	10 - 100
DROOGVALLING (weken)	-	> 6	3 ± 3	0 - 6	3 ± 3	0 - 6
DIMENSIES (b) (m)	4 ± 4	0 - 8	4 ± 4	0 - 8	-	> 5
(d) (cm)	50 ± 50	0 - 100	50 ± 50	0 - 100	150 ± 100	50 - 250

ACTUEEL:

CHLORINITEIT (mg Cl/l)	7 - 56	22 - 60	21 - 158
STROMING (cm/s)	7 - 50	13 - 40	0 - 44
DROOGVALLING (weken)	> 6	0	0
DIMENSIES (b) (m)	0.6 - 3.4	1.3 - 4.5	5 - 41
(d) (cm)	3 - 49	12 - 74	52 - 346

HOOFD GROEP

STAGNANT TEMPORAIR: STT
STAGNANT PERMANENT
KLEIN: SPK

STAGNANT PERMANENT
GROOT: SPG

BRAK: BRA

MASTEFACTOR:

RANGE

AVG ± STD

RANGE

AVG ± STD

RANGE

AVG ± STD

RANGE

AVG ± STD

RANGE

AVG ± STD

RANGE

MODEL:

CHLORINITEIT (mg Cl/l)	150 ± 150	0 - 300	150 ± 150	0 - 300	150 ± 150	0 - 300	-	-	-	> 300
STROMING (cm/s)	10 ± 10	0 - 20	10 ± 10	0 - 20	10 ± 10	0 - 20	10 ± 10	3 ± 3	10 ± 10	0 - 20
DROOGVALLING (weken)	-	> 6	3 ± 3	0 - 6	3 ± 3	0 - 6	3 ± 3	-	3 ± 3	0 - 6
DIMENSIES (b) (m)	4 ± 4	0 - 8	4 ± 4	0 - 8	4 ± 4	0 - 8	4 ± 4	-	4 ± 4	> 0
(d) (cm)	50 ± 50	0 - 100	-	> 0	-	> 0	-	-	-	> 0

ACTUEEL:

CHLORINITEIT (mg Cl/l)	5 - 157	5 - 101	22 - 116
STROMING (cm/s)	0	0 - 17	0 - 5
DROOGVALLING (weken)	> 6	≥ 0	0
DIMENSIES (b) (m)	0.2 - 4.2	0.5 - ???	3 - 582
(d) (cm)	0 - 66	0 - 758	39 - 3000

BIJLAGE 7.1 b: ABIOTISCHE KARAKTERISERING VAN WATEREN IN ECOTOOPTYPEN.

10 HOOFDGROUPEN:

BRONNEN:
HEUVELLANDBEKEN:
GROTE RIVIEREN:
LAAGLANDBEKEN TEMPORAIR:
LAAGLANDBEKEN PERMANENT GROOT:
LAAGLANDBEKEN PERMANENT KLEIN:
STAGNANT TEMPORAIR:
STAGNANT PERMANENT KLEIN:
STAGNANT PERMANENT GROOT:
BRAK:

ECOTOOPTYPEN:
Q23, F12, F17, F22, F27.
Q62, Q63, Q77.
Q88.
F32, F37, F38.
F62, F67, F68.
F73, F77, F78, F88.
M32, M33, M37, M38.
M61, M62, M63, M67, M68, M47, M48.
M77, M78, M88, M57, M58.
LM68, LM78, LM08, LM08, LM08.

HOOFDGROUP
BRONNEN: BRO

ECOTOOPTYPE
Q23

MASTERFACTOR:

		F12			F17			F22			F27		
		AVG ± STD	RANGE		AVG ± STD	RANGE		AVG ± STD	RANGE		AVG ± STD	RANGE	
CHLORINITEIT	(mg Cl/l)	150 ± 150	0 - 300		150 ± 150	0 - 300		150 ± 150	0 - 300		150 ± 150	0 - 300	
STROMING	(cm/s)	-	> 80		55 ± 45	10 - 100		55 ± 45	10 - 100		55 ± 45	10 - 100	
DROOGVALLING	(weken)	3 ± 3	0 - 6		-	> 6		3 ± 3	0 - 6		3 ± 3	0 - 6	
DIMENSIES	(b) (m)	4 ± 4	0 - 8		4 ± 4	0 - 8		4 ± 4	0 - 8		4 ± 4	0 - 8	
	(d) (cm)	50 ± 50	0 - 100		50 ± 50	0 - 100		50 ± 50	0 - 100		50 ± 50	0 - 100	
ZUURGRAAD	(-)	-	> 5.5		5.0 ± 0.5	4.5 - 5.5		5.0 ± 0.5	4.5 - 5.5		-	> 5.5	
VOEDSELRIJKDOM	P (mg P/l)	-	< 0.05		-	< 0.05		-	< 0.05		0.075 ± 0.03	0.05 - 0.1	
	N (mg N/l)	-	< 1.0		-	< 1.0		-	< 1.0		1.25 ± 0.75	0.5 - 2.0	

MODEL:

ACTUEEL:

CHLORINITEIT	(mg Cl/l)	?	13 ± 3		26 ± 7		25 ± 1		31 ± 14	
STROMING	(cm/s)	?	6 ± 5		2 ± 1		10 ± 9		18 ± 17	
DROOGVALLING	(weken)	?	> 6		> 6		0		0	
DIMENSIES	(b) (m)	< 10	0.4 ± 0.2		0.4 ± 0.6		0.2 ± 0.2		0.6 ± 0.5	
	(d) (cm)	?	1 ± 7		6 ± 7		6 ± 6		8 ± 7	
ZUURGRAAD	(-)	?	4.1 ± 0.2		6.1 ± 0.7		4.9 ± 0.3		7.1 ± 0.2	
VOEDSELRIJKDOM	P (mg P/l)	?	0.08 ± 0.04		0.13 ± 0.09		0.06 ± 0.02		0.21 ± 0.10	
	N (mg N/l)	?	0.4 ± 0.2		0.2 ± 0.1		0.2 ± 0.0		0.2 ± 0.2	

HOOFDGROEP
HEUVELLANDBEKEN: HLBECOTOOPTYPE
Q62

MASTERFACTOR:	Q62	Q63	Q77				
	AVG ± STD	RANGE	AVG ± STD	RANGE	AVG ± STD	RANGE	
CHLORINITEIT	(mg Cl/l)	150 ± 150	0 - 300	150 ± 150	0 - 300	150 ± 150	0 - 300
STROMING	(cm/s)	-	> 80	-	> 80	-	> 80
DROOGVALLING	(weken)	3 ± 3	0 - 6	3 ± 3	0 - 6	3 ± 3	0 - 6
DIMENSIES	(b)	4 ± 4	0 - 8	4 ± 4	0 - 8	15 ± 10	0 - 8
	(d) (cm)	50 ± 50	0 - 100	50 ± 50	0 - 100	165 ± 85	0 - 100
ZUURGRAAD	(-)	5.0 ± 0.5	4.5 ± 5.5	-	> 5.5	-	> 5.5
VOEDSELRIJKDOM	P (mg P/l)	-	< 0.05	-	< 0.05	0.075 ± 0.03	0.05 - 0.1
	N (mg N/l)	-	<1.0	-	<1.0	1.25 ± 0.75	0.5 - 2.0

ACTUEEL:

CHLORINITEIT	(mg CL/l)	?	37 ± 16	?	?
STROMING	(cm/s)	0	23 ± 11	?	100 - 200
DROOGVALLING	(weken)	0	0	?	0
DIMENSIES	(b) (m)	< 1	0.8 ± 0.5	?	< 5
	(d) (cm)	10	11 ± 10	?	30 - 100
ZUURGRAAD	(-)	5.4	7.2 ± 0.4	?	7.2 - 8.0
VOEDSELRIJKDOM	P (mg P/l)	?	0.38 ± 0.36	?	?
	N (mg N/l)	?	0.2 ± 0.1	?	?

HOOFDGROEP
GROTE RIVIEREN: RIVECOTOOPTYPE
Q88

MASTERFACTOR:		AVG ± STD	RANGE
CHLORINITEIT	(mg CL/l)	150 ± 150	0 - 300
STROMING	(cm/s)	-	> 80
DROOGVALLING	(weken)	3 ± 3	0 - 6
DIMENSIES	(b) (m)	-	> 20
	(d) (cm)	150 ± 100	50 - 250
ZUURGRAAD	(-)	-	> 5.5
VOEDSELRIJKDOM	P (mg P/l)	-	> 0.1
	N (mg N/l)	-	> 2.0

MODEL:

ACTUEEL:

CHLORINITEIT	(mg CL/l)	94 ± 69	?	94 ± 69	?
STROMING	(cm/s)	23 ± 11	?	23 ± 11	?
DROOGVALLING	(weken)	0	?	0	?
DIMENSIES	(b) (m)	96 ± 52	?	96 ± 52	?
	(d) (cm)	412 ± 75	?	412 ± 75	?
ZUURGRAAD	(-)	7.8 ± 0.0	?	7.8 ± 0.0	?
VOEDSELRIJKDOM	P (mg P/l)	0.39 ± 0.17	?	0.39 ± 0.17	?
	N (mg N/l)	0.7 ± 0.6	?	0.7 ± 0.6	?

HOOFDROEP
LAAGLANDBEKEN TEMPORAIR: LBT

ECOTOOTYPE

F32

F37

F38

MASTERFACTOR:

MODEL:

	(mg Cl/l)	AVG ± STD	RANGE	AVG ± STD	RANGE	AVG ± STD	RANGE
CHLORINITEIT	150 ± 150		0 - 300	150 ± 150	0 - 300	150 ± 150	0 - 300
STROMING	(cm/s)	55 ± 45	10 - 100	55 ± 45	10 - 100	55 ± 45	10 - 100
DROOGVALLING	(weken)	-	> 6	-	> 6	-	> 6
DIMENSIES	(b) (m)	4 ± 4	0 - 8	4 ± 4	0 - 8	4 ± 4	0 - 8
	(d) (cm)	50 ± 50	0 - 100	50 ± 50	0 - 100	50 ± 50	0 - 100
ZUURGRAAD	(-)	5.0 ± 0.5	4.5 - 5.5	-	> 5.5	-	> 5.5
VOEDSELRIJKDOOM	P (mg P/l)	-	< 0.05	0.075 ± 0.03	0.05 - 0.1	-	> 0.1
	N (mg N/l)	-	< 1.0	1.25 ± 0.75	0.5 - 2.0	-	> 2.0

ACTUEEL:

CHLORINITEIT	(mg Cl/l)	7.4 ± 0.5		43 ± 13	
STROMING	(cm/s)	17 ± 10		33 ± 17	
DROOGVALLING	(weken)	> 6		> 6	
DIMENSIES	(b) (m)	1.0 ± 0.4		2.2 ± 1.2	
	(d) (cm)	19 ± 10		26 ± 23	
ZUURGRAAD	(-)	7.4 ± 0.5		7.6 ± 0.4	
VOEDSELRIJKDOOM	P (mg P/l)	0.51 ± 0.29		0.42 ± 0.46	
	N (mg N/l)	1.5 ± 1.6		0.5 ± 0.4	

HOOFDROEP
LAAGLANDBEKEN PERMANENT
KLEIN: LPK
ECOTOOTYPE

F62

F67

F68

MASTERFACTOR:

MODEL:

	(mg Cl/l)	AVG ± STD	RANGE	AVG ± STD	RANGE	AVG ± STD	RANGE
CHLORINITEIT	150 ± 150		0 - 300	150 ± 150	0 - 300	150 ± 150	0 - 300
STROMING	(cm/s)	55 ± 45	10 - 100	55 ± 45	10 - 100	55 ± 45	10 - 100
DROOGVALLING	(weken)	3 ± 3	0 - 6	3 ± 3	0 - 6	3 ± 3	0 - 6
DIMENSIES	(b) (m)	4 ± 4	0 - 8	4 ± 4	0 - 8	4 ± 4	0 - 8
	(d) (cm)	50 ± 50	0 - 100	50 ± 50	0 - 100	50 ± 50	0 - 100
ZUURGRAAD	(-)	5.0 ± 0.5	4.5 - 5.5	-	> 5.5	-	> 5.5
VOEDSELRIJKDOOM	P (mg P/l)	-	< 0.05	0.075 ± 0.03	0.05 - 0.1	-	> 0.1
	N (mg N/l)	-	< 1.0	1.25 ± 0.75	0.5 - 2.0	-	> 2.0

ACTUEEL:

CHLORINITEIT	(mg Cl/l)	34 ± 12		45 ± 15	
STROMING	(cm/s)	28 ± 12		25 ± 12	
DROOGVALLING	(weken)	0		0	
DIMENSIES	(b) (m)	1.9 ± 0.6		3.1 ± 1.4	
	(d) (cm)	44 ± 30		38 ± 26	
ZUURGRAAD	(-)	7.9 ± 0.4		7.5 ± 0.8	
VOEDSELRIJKDOOM	P (mg P/l)	0.28 ± 0.14		1.27 ± 2.1	
	N (mg N/l)	0.4 ± 0.2		1.9 ± 2.9	

F78 F88

MASTERFACTOR:

MODEL:

	AVG ± STD	RANGE	AVG ± STD	RANGE	AVG ± STD	RANGE
CHLORINITEIT (mg Cl/l)	150 ± 150	0 - 300	150 ± 150	0 - 300	150 ± 150	0 - 300
STROMING (cm/s)	55 ± 45	10 - 100	55 ± 45	10 - 100	55 ± 45	10 - 100
DROOGVALLING (weken)	3 ± 3	0 - 6	3 ± 3	0 - 6	3 ± 3	0 - 6
DIMENSIES (b) (m)	15 ± 10	5 - 25	15 ± 10	5 - 25	15 ± 10	5 - 25
(d) (cm)	165 ± 85	80 - 250	165 ± 85	80 - 250	150 ± 100	50 ± 250
ZUURGRAAD (-)	-	> 5.5	-	> 5.5	-	> 5.5
VOEDSELRIJKDOM P (mg P/l)	0.075 ± 0.03	0.05 - 0.1	-	> 0.1	-	> 0.1
N (mg N/l)	1.25 ± 0.75	0.5 - 2.0	-	> 2.0	-	> 2.0

ACTUEEL:

CHLORINITEIT (mg Cl/l)	70 ± 89	1	32 ± 11	1
STROMING (cm/s)	15 ± 18	1	14 ± 30	1
DROOGVALLING (weken)	0	1	0	1
DIMENSIES (b) (m)	12 ± 7	1	29 ± 12	1
(d) (cm)	124 ± 72	1	247 ± 99	1
ZUURGRAAD (-)	7.6 ± 1.0	1	7.8 ± 0.0	1
VOEDSELRIJKDOM P (mg P/l)	1.02 ± 1.16	1	0.49 ± 0.43	1
N (mg N/l)	1.8 ± 1.9	1	1.4 ± 1.2	1

HOOFDROEP
STAGNANT TEMPORAIR: STT
ECOTOOTYPE
M32

M33 M37 M38

MASTERFACTOR:

MODEL:

	AVG ± STD	RANGE	AVG ± STD	RANGE	AVG ± STD	RANGE
CHLORINITEIT (mg Cl/l)	150 ± 150	0 - 300	150 ± 150	0 - 300	150 ± 150	0 - 300
STROMING (cm/s)	10 ± 10	0 - 20	10 ± 10	0 - 20	10 ± 10	0 - 20
DROOGVALLING (weken)	-	> 6	-	> 6	-	> 6
DIMENSIES (b) (m)	4 ± 4	0 - 8	4 ± 4	0 - 8	4 ± 4	0 - 8
(d) (cm)	50 ± 50	0 - 100	50 ± 50	0 - 100	50 ± 50	0 - 100
ZUURGRAAD (-)	5.0 ± 0.5	4.5 - 5.5	-	> 5.5	-	> 5.5
VOEDSELRIJKDOM P (mg P/l)	-	< 0.05	0.075 ± 0.03	0.05 - 0.1	-	> 0.1
N (mg N/l)	-	< 1.0	1.25 ± 0.75	0.5 - 2.0	-	> 2.0

ACTUEEL:

CHLORINITEIT (mg Cl/l)	9 ± 4	1	81 ± 76	1	42 ± 11	1
STROMING (cm/s)	0	1	0	1	0	1
DROOGVALLING (weken)	> 6	1	> 6	1	> 6	1
DIMENSIES (b) (m)	?	1	2.8 ± 1.6	1	1.9 ± 2.1	1
(d) (cm)	56 ± 10	1	24 ± 17	1	21 ± 22	1
ZUURGRAAD (-)	4.2 ± 0.3	1	6.8 ± 1.0	1	6.9 ± 1.1	1
VOEDSELRIJKDOM P (mg P/l)	0.06 ± 0.03	1	0.37 ± 0.39	1	1.00 ± 2.79	1
N (mg N/l)	0.1 ± 0.0	1	2.0 ± 3.5	1	3.2 ± 3.9	1

HOOFDROEP

STAGIUM PERMANENT

ECOTOOPYTYPE

IM66

MASTERFACTOR:

CHLORINITEIT

STROMING

DROOGVALLING

DIMENSIES

ZUURGRAAD

VOEDSELRIJCKDOM

MODEL:

ACTUEEL:

CHLORINITEIT

STROMING

DROOGVALLING

DIMENSIES

ZUURGRAAD

VOEDSELRIJCKDOM

MODEL:

ACTUEEL:

CHLORINITEIT

STROMING

DROOGVALLING

DIMENSIES

ZUURGRAAD

VOEDSELRIJCKDOM

MODEL:

ACTUEEL:

CHLORINITEIT

STROMING

DROOGVALLING

DIMENSIES

ZUURGRAAD

VOEDSELRIJCKDOM

MODEL:

ACTUEEL:

CHLORINITEIT

STROMING

DROOGVALLING

DIMENSIES

ZUURGRAAD

VOEDSELRIJCKDOM

MODEL:

ACTUEEL:

CHLORINITEIT

STROMING

DROOGVALLING

DIMENSIES

ZUURGRAAD

VOEDSELRIJCKDOM

MODEL:

ACTUEEL:

CHLORINITEIT

STROMING

DROOGVALLING

DIMENSIES

ZUURGRAAD

VOEDSELRIJCKDOM

MODEL:

ACTUEEL:

CHLORINITEIT

STROMING

DROOGVALLING

DIMENSIES

ZUURGRAAD

VOEDSELRIJCKDOM

MODEL:

ACTUEEL:

CHLORINITEIT

STROMING

DROOGVALLING

DIMENSIES

ZUURGRAAD

VOEDSELRIJCKDOM

MODEL:

ACTUEEL:

CHLORINITEIT

STROMING

DROOGVALLING

DIMENSIES

ZUURGRAAD

VOEDSELRIJCKDOM

MODEL:

ACTUEEL:

CHLORINITEIT

STROMING

DROOGVALLING

DIMENSIES

ZUURGRAAD

VOEDSELRIJCKDOM

MODEL:

ACTUEEL:

CHLORINITEIT

STROMING

DROOGVALLING

DIMENSIES

ZUURGRAAD

VOEDSELRIJCKDOM

HOOFDROEP
BRAK: BRA

ECOTOOPYTYPE
IM66

MASTERFACTOR:

MODEL:

CHLORINITEIT

STROMING

DROOGVALLING

DIMENSIES

ZUURGRAAD

VOEDSELRIJCKDOM

MODEL:

ACTUEEL:

CHLORINITEIT

STROMING

DROOGVALLING

DIMENSIES

ZUURGRAAD

VOEDSELRIJCKDOM

MODEL:

ACTUEEL:

CHLORINITEIT

STROMING

DROOGVALLING

DIMENSIES

ZUURGRAAD

VOEDSELRIJCKDOM

MODEL:

ACTUEEL:

CHLORINITEIT

STROMING

DROOGVALLING

DIMENSIES

ZUURGRAAD

VOEDSELRIJCKDOM

IM78

IM68

IM68

IM68

IM78

IM68

IM68

IM68

IM68

IM68

IM68

IM78

IM68

IM68

IM68

IM68

IM68

IM68

IM78

IM68

IM68

IM68

IM68

IM68

IM68

IM78

IM68

IM68

IM68

IM68

IM68

IM68

IM78

IM68

IM68

IM68

IM68

IM68

IM68

IM78

IM68

IM68

IM68

IM68

IM68

IM68

IM78

IM68

IM68

IM68

IM68

IM68

IM68

IM78

IM68

IM68

IM68

IM68

IM68

IM68

IM78

IM68

IM68

IM68

IM68

IM68

IM68

IM78

IM68

IM68

IM68

IM68

IM68

IM68

IM78

IM68

IM68

IM68

IM68

IM68

IM68

IM78

IM68

IM68

IM68

IM68

IM68

IM68

IM78

IM68

IM68

IM68

IM68

IM68

IM68

IM78

IM68

IM68

IM68

IM68

IM68

IM68

IM78

IM68

IM68

IM68

IM68

IM68

IM68

IM78

IM68

IM68

IM68

IM68

IM68

IM68

IM78

IM68

IM68

IM68

IM68

IM68

IM68

IM78

IM68

IM68

IM68

IM68

IM68

IM68

IM78

IM68

IM68

IM68

IM68

IM68

IM68

IM78

IM68

IM68

IM68

IM68

IM68

IM68

IM78

IM68

IM68

IM68

IM68

IM68

IM68

IM78

IM68

IM68

IM68

IM68

IM68

IM68

IM78

IM68

IM68

IM68

IM68

IM68

IM68

IM78

IM68

IM68

IM68

IM68

IM68

IM68

IM78

IM68

HOOFDROEP		BRONNEN: BRO		HEUVELLANDBEKEN: HLB		GROTE RIVIEREN: RIV			
WATERHUISHOUDKUNDIGE MAATREGEL		BEINVLOEDING PARAMETER		ONTWIKKELINGS RICHTING		BEINVLOEDING PARAMETER		ONTWIKKELINGS RICHTING	
MASTERFACTOR		N.V.T.		N.V.T.		N.V.T.		N.V.T.	
DOORSPOELEN MET BRAK UITSLAGWATER		N.V.T.		N.V.T.		N.V.T.		N.V.T.	
CHLORINITEIT	(mg Cl/l)	...]	...]	...]	...]
STROMING	(cm/s)	...]	...]	...]	...]
DROOGVALLING	(weken)	...]	...]	...]	...]
DIMENSIES	(b) (m)	...]	...]	...]	...]
	(d) (cm)	...]	...]	...]	...]
NORMALISATIE/STUWING									
CHLORINITEIT	(mg Cl/l)	...]	...]	...]	...]
STROMING	(cm/s)	< tot 0]	...]	...]	...]
DROOGVALLING	(weken)	> tot 0]	> tot 0]	...]	...]
DIMENSIES	(b) (m)	+]	+]	...]	...]
	(d) (cm)	+]	+]	...]	...]
VERWIJJDING/VERDIEPING NATTE DOORSNEE									
CHLORINITEIT	(mg Cl/l)	...]	...]	...]	...]
STROMING	(cm/s)	-]	-]	...]	...]
DROOGVALLING	(weken)	-]	> tot 0]	...]	...]
DIMENSIES	(b) (m)	+]	+]	...]	...]
	(d) (cm)	+]	+]	...]	...]
PEILVERLAGING									
CHLORINITEIT	(mg Cl/l)	...]	...]	...]	...]
STROMING	(cm/s)	< tot 0]	...]	...]	...]
DROOGVALLING	(weken)	+]	+]	...]	...]
DIMENSIES	(b) (m)	-]	-]	...]	...]
	(d) (cm)	-]	-]	...]	...]
GRONDWATERONTREKKING									
CHLORINITEIT	(mg Cl/l)	...]	...]	...]	...]
STROMING	(cm/s)	< tot 0]	...]	...]	...]
DROOGVALLING	(weken)	+]	+]	...]	...]
DIMENSIES	(b) (m)	-]	-]	...]	...]
	(d) (cm)	-]	-]	...]	...]

WATERHUISDOUKUNDIGE MAATREGEEL		HOOFDROEP		BRONNEN: BRO		HEUVELLANDBEKEN: HLB		GROTE RIVIEREN: RIV	
MASTERFACTOR		BEINVOLOEDING PARAMETER		ONTWIKKELINGS RICHTING		BEINVOLOEDING PARAMETER		ONTWIKKELINGS RICHTING	
PEILVERHOOGING									
CHLORINITEIT	(mg Cl/l)	...]	...]	...]	...]
	STROMING (cm/s)	+	-> LFK	+	beinvl. stadia	+	beinvl. stadia	+	beinvl. stadia
	DROOGVALLING (weken)	-	-> LFK	-	beinvl. stadia	-	beinvl. stadia	-	beinvl. stadia
	DIMENSIES (b) (m)	+	-> LFK	+	beinvl. stadia	+	beinvl. stadia	+	beinvl. stadia
	(d) (cm)	+	-> LFK	+	beinvl. stadia	+	beinvl. stadia	+	beinvl. stadia
AAN/DOORVOER GEBIEDSVREED WATER									
CHLORINITEIT	(mg Cl/l)	+	beinvl. stadia	+	beinvl. stadia	+	beinvl. stadia
	STROMING (cm/s)	+	-> LBT/LFK	+	beinvl. stadia	+	beinvl. stadia
	DROOGVALLING (weken)	-	-> LBT/LFK	-	beinvl. stadia	-	beinvl. stadia
	DIMENSIES (b) (m)	+	-> LBT/LFK	+	beinvl. stadia	+	beinvl. stadia
	(d) (cm)	+	-> LBT/LFK	+	beinvl. stadia	+	beinvl. stadia
SCHONING									
CHLORINITEIT	(mg Cl/l)	...]	...]	...]	...]
	STROMING (cm/s)	beinvl. stadia	...	beinvl. stadia	...	beinvl. stadia
	DROOGVALLING (weken)	beinvl. stadia	...	beinvl. stadia	...	beinvl. stadia
	DIMENSIES (b) (m)	beinvl. stadia	...	beinvl. stadia	...	beinvl. stadia
	(d) (cm)	beinvl. stadia	...	beinvl. stadia	...	beinvl. stadia
BAGGEREN									
CHLORINITEIT	(mg Cl/l)	...]	...]	...]	...]
	STROMING (cm/s)	beinvl. stadia	...	beinvl. stadia	...	beinvl. stadia
	DROOGVALLING (weken)	beinvl. stadia	...	beinvl. stadia	...	beinvl. stadia
	DIMENSIES (b) (m)	beinvl. stadia	...	beinvl. stadia	...	beinvl. stadia
	(d) (cm)	beinvl. stadia	...	beinvl. stadia	...	beinvl. stadia
LOZINGEN VAN NUTRIENTRIJK WATER									
CHLORINITEIT	(mg Cl/l)	+	-> LFK	+	beinvl. stadia	+	beinvl. stadia	+	(-> BRA)
	STROMING (cm/s)	+	-> LFK	+	beinvl. stadia	+	beinvl. stadia
	DROOGVALLING (weken)	-	-> LFK	-	beinvl. stadia	-	beinvl. stadia
	DIMENSIES (b) (m)	+	-> LFK	+	beinvl. stadia	+	beinvl. stadia
	(d) (cm)	+	-> LFK	+	beinvl. stadia	+	beinvl. stadia
HERSTEL MORFOLOGIE									
CHLORINITEIT	(mg Cl/l)	-	BRO <- LBT LFK
	STROMING (cm/s)	+	BRO <- LBT LFK	+	HLB <- LFK LFG	+	HLB <- LBT	...	RIV <- SPG
	DROOGVALLING (weken)	-	BRO <- LBT LFK	-	HLB <- LBT	-	HLB <- LBT	...	beinvl. stadia
	DIMENSIES (b) (m)	-	BRO <- LBT LFK	-	HLB <- LBT	-	HLB <- LBT	...	beinvl. stadia
	(d) (cm)	-	BRO <- LBT LFK	-	HLB <- LBT	-	HLB <- LBT	...	beinvl. stadia

HOOFD GROEP		LAAGLANDBEKEN TEMPORAIR: LBT		LAAGLANDBEKEN PERMANENT KLEIN: LFK		LAAGLANDBEKEN PERMANENT GROOT: LFG	
MASTERFACTOR	BEINVLOEDING PARAMETER	ONTWIKKELINGS RICHTING	BEINVLOEDING PARAMETER	ONTWIKKELINGS RICHTING	BEINVLOEDING PARAMETER	ONTWIKKELINGS RICHTING	
DOORSPOELEN MET BRAK UITSLAGWATER							
	N. V. T.		N. V. T.		N. V. T.		
CHLORINITEIT	(mg Cl/l)	
STROMING	(cm/s)	
DROOGVALLING	(weken)	
DIMENSIES	(b) (m)	
	(d) (cm)	
NORMALISATIE/STUWING							
CHLORINITEIT	(mg Cl/l)	
STROMING	(cm/s)	
DROOGVALLING	(weken)	
DIMENSIES	(b) (m)	
	(d) (cm)	
VERWIJDING/VERDIEPING NATTE DOORSNEE							
CHLORINITEIT	(mg Cl/l)	
STROMING	(cm/s)	
DROOGVALLING	(weken)	
DIMENSIES	(b) (m)	
	(d) (cm)	
PEILVERLAGING							
CHLORINITEIT	(mg Cl/l)	
STROMING	(cm/s)	
DROOGVALLING	(weken)	
DIMENSIES	(b) (m)	
	(d) (cm)	
GRONDWATERONTTREKKING							
CHLORINITEIT	(mg Cl/l)	
STROMING	(cm/s)	
DROOGVALLING	(weken)	
DIMENSIES	(b) (m)	
	(d) (cm)	
PEILVERHOOGING							
CHLORINITEIT	(mg Cl/l)	
STROMING	(cm/s)	
DROOGVALLING	(weken)	
DIMENSIES	(b) (m)	
	(d) (cm)	

MASTERFACTOR

AAN/DOORVOER GEBIEDSVREED WATER

CHLORINITEIT	BEINVOEDING PARAMETER	ONTWIKKELINGS RICHTING	BEINVOEDING PARAMETER	ONTWIKKELINGS RICHTING	ONTWIKKELINGS RICHTING
STROMING (cm/s)	+	beinvl. stadia]	+	beinvl. stadia]	(-> RIV)
DROOGVALLING (b) (m)	-	-> LFK]	-	beinvl. stadia]	-> RIV]
DIMENSIES (d) (cm)	+	beinvl. stadia]	+	-> LFG]	beinvl. stadia]
	+	beinvl. stadia]	+	-> LFG]	beinvl. stadia]

SCHONING

(meest alleen oovers maaien)

CHLORINITEIT	BEINVOEDING PARAMETER	ONTWIKKELINGS RICHTING	BEINVOEDING PARAMETER	ONTWIKKELINGS RICHTING	ONTWIKKELINGS RICHTING
STROMING (cm/s)
DROOGVALLING (b) (m)	+	beinvl. stadia]	+	beinvl. stadia]	...
DIMENSIES (d) (cm)	+	beinvl. stadia]	+	beinvl. stadia]	beinvl. stadia]
	+	beinvl. stadia]	+	beinvl. stadia]	...

BAGGEREN

CHLORINITEIT	BEINVOEDING PARAMETER	ONTWIKKELINGS RICHTING	BEINVOEDING PARAMETER	ONTWIKKELINGS RICHTING	ONTWIKKELINGS RICHTING
STROMING (cm/s)
DROOGVALLING (b) (m)	+	beinvl. stadia]	-	beinvl. stadia]	(-> SPG)
DIMENSIES (d) (cm)	...	(-> STT)]	+	(-> LBT)]	...
	+	beinvl. stadia]	+	beinvl. stadia]	beinvl. stadia]
	+	beinvl. stadia]	+	beinvl. stadia]	beinvl. stadia]

LOZINGEN VAN NUTRIENTRIJK WATER

CHLORINITEIT	BEINVOEDING PARAMETER	ONTWIKKELINGS RICHTING	BEINVOEDING PARAMETER	ONTWIKKELINGS RICHTING	ONTWIKKELINGS RICHTING
STROMING (cm/s)	+	beinvl. stadia]	+	beinvl. stadia]	beinvl. stadia]
DROOGVALLING (b) (m)	-	-> LFK]	-	beinvl. stadia]	beinvl. stadia]
DIMENSIES (d) (cm)	+	beinvl. stadia]	+	-> LFG]	beinvl. stadia]
	+	beinvl. stadia]	+	-> LFG]	beinvl. stadia]

HENSTEL MORFOLOGIE

CHLORINITEIT	BEINVOEDING PARAMETER	ONTWIKKELINGS RICHTING	BEINVOEDING PARAMETER	ONTWIKKELINGS RICHTING	ONTWIKKELINGS RICHTING
STROMING (cm/s)	-/+	LBT <- LFK, STT]	+	LFK <- SPK]	...
DROOGVALLING (b) (m)	+	LBT <- STT]	-	LFK <- LBT]	LFG <- RIV, SPG]
DIMENSIES (d) (cm)	+	beinvl. stadia]	-	LFG <- LFG]	...
	+	beinvl. stadia]	-	LFG <- RIV]	LFG <- RIV]

MASTERFACTOR

DOORSPOLEN MET BRAK UITSLAGWATER

CHLORINITEIT STROMING DROOGVALLING DIMENSIES	(mg Cl/l) (cm/s) (weken) (b) (m) (d) (cm)	BEINVLOEDING PARAMETER	ONTWIKKELINGS RICHTING	BEINVLOEDING PARAMETER	ONTWIKKELINGS RICHTING	BEINVLOEDING PARAMETER	ONTWIKKELINGS RICHTING
		+	-> BRA	+	-> BRA	(-)/0/+	beinvl. stadia]
	0/+	beinvl. stadia]	beinvl. stadia]	0/+	beinvl. stadia]	0/+	beinvl. stadia]
	-	beinvl. stadia]	beinvl. stadia]	-	beinvl. stadia]	-	beinvl. stadia]
	+	beinvl. stadia]	beinvl. stadia]	0/+	beinvl. stadia]	0/+	beinvl. stadia]
	+	beinvl. stadia]	beinvl. stadia]	0/+	beinvl. stadia]	0/+	beinvl. stadia]

NORMALISATIE/STUWING

CHLORINITEIT STROMING DROOGVALLING DIMENSIES	(mg Cl/l) (cm/s) (weken) (b) (m) (d) (cm)	(stuwing)	(stuwing)	(stuwing)	(stuwing)
	(-> SPK/SPG)]
	beinvl. stadia]
	-	(-> SPK)	(-> SPG)	0/-	(-> SPK/SPG)]
	+	beinvl. stadia]	(-> SPG)	0/+	beinvl. stadia]
	+	(-> SPK)	(-> SPG)	0/+	beinvl. stadia]

VERWIJJDING/VERDIEPING NATTE DOORSNEE

N. V. T.

CHLORINITEIT STROMING DROOGVALLING DIMENSIES	(mg Cl/l) (cm/s) (weken) (b) (m) (d) (cm)	(stuwing)	(stuwing)	(stuwing)	(stuwing)
	verzilting]
	beinvl. stadia]
	+	verzilting]
	beinvl. stadia]
	beinvl. stadia]

PEILVERLAGING

CHLORINITEIT STROMING DROOGVALLING DIMENSIES	(mg Cl/l) (cm/s) (weken) (b) (m) (d) (cm)	(stuwing)	(stuwing)	(stuwing)	(stuwing)
	verzilting]
	+	beinvl. stadia]
	-	verlening]	verzilting]
	-	verlending]	beinvl. stadia]
	-	verlending]	beinvl. stadia]

GRONDWATERONTTREKKING

CHLORINITEIT STROMING DROOGVALLING DIMENSIES	(mg Cl/l) (cm/s) (weken) (b) (m) (d) (cm)	(stuwing)	(stuwing)	(stuwing)	(stuwing)
	verzilting]
	+	beinvl. stadia]
	-	verlending]	verzilting]
	-	verlending]	beinvl. stadia]
	-	verlending]	beinvl. stadia]

PEILVERHOEGING

CHLORINITEIT STROMING DROOGVALLING DIMENSIES	(mg Cl/l) (cm/s) (weken) (b) (m) (d) (cm)	(stuwing)	(stuwing)	(stuwing)	(stuwing)
	(-> SPK/SPG)]
	beinvl. stadia]
	-	-> SPK	(-> LFK)	0/-	(-> SPK/SPG)]
	+	beinvl. stadia]	(-> SPG)	0/+	beinvl. stadia]
	+	-> SPK	(-> SPG)	0/+	beinvl. stadia]

STAGNANT TEMPORAIRE: STI

STAGNANT PERMANENT
KLEIN: SPKSTAGNANT PERMANENT
GROOT: SPG

BRAK: BRA

MAÏSTEFACITOR

AAN/DOORVOER GEBIEDSVREED WATER

CHLORINITEIT	BEINVLOEDING	ONTWIKKELINGS	BEINVLOEDING	ONTWIKKELINGS	BEINVLOEDING	ONTWIKKELINGS
STROMING	PARAMETER	RICHTING	PARAMETER	RICHTING	PARAMETER	RICHTING
(mg Cl/l)	0/+	beinvl. stadia]	0/+	beinvl. stadia]	0/-	(-> BRA)]
(cm/s)	0/+	(-> LBT)]	0/+	(-> LFG)]	...	(-> SPK/SPG)]
(weken)	-	(-> SPK)]	-	...	-	...
(b) (m)	+	beinvl. stadia]	+	(-> SPG)]	0/+	beinvl. stadia]
(d) (cm)	+	(-> SPK)]	+	(-> SPG)]	0/+	beinvl. stadia]

SCHONING

(meest alleen oevermaaien)

CHLORINITEIT	BEINVLOEDING	ONTWIKKELINGS	BEINVLOEDING	ONTWIKKELINGS	BEINVLOEDING	ONTWIKKELINGS
STROMING	PARAMETER	RICHTING	PARAMETER	RICHTING	PARAMETER	RICHTING
(mg Cl/l)
(cm/s)
(weken)	0/-	(-> SPK)]	0/-	beinvl. stadia]
(b) (m)	+	beinvl. stadia]	+	beinvl. stadia]	0/+	beinvl. stadia]
(d) (cm)	+	(-> SPK)]	0/+	beinvl. stadia]

BAGGEREN

(ook: grondwinning)

CHLORINITEIT	BEINVLOEDING	ONTWIKKELINGS	BEINVLOEDING	ONTWIKKELINGS	BEINVLOEDING	ONTWIKKELINGS
STROMING	PARAMETER	RICHTING	PARAMETER	RICHTING	PARAMETER	RICHTING
(mg Cl/l)
(cm/s)
(weken)	0/-	(-> SPK)]	0/-	beinvl. stadia]
(b) (m)	+	beinvl. stadia]	+	beinvl. stadia]	0/+	beinvl. stadia]
(d) (cm)	+	(-> SPK)]	+	(-> SPG)]

LOZINGEN VAN NUTRIENTRIJK WATER

CHLORINITEIT	BEINVLOEDING	ONTWIKKELINGS	BEINVLOEDING	ONTWIKKELINGS	BEINVLOEDING	ONTWIKKELINGS
STROMING	PARAMETER	RICHTING	PARAMETER	RICHTING	PARAMETER	RICHTING
(mg Cl/l)	0/+	beinvl. stadia]	0/-	beinvl. stadia]	0/+	beinvl. stadia]
(cm/s)	0/+	(-> LBT)]	0/+	beinvl. stadia]	0/+	beinvl. stadia]
(weken)	-	(-> SPK)]	0/-	beinvl. stadia]
(b) (m)	+	beinvl. stadia]	+	(-> SPG)]	0/+	beinvl. stadia]
(d) (cm)	+	(-> SPK)]	+	(-> SPG)]	0/+	beinvl. stadia]

HERSTEL MORFOLOGIE

CHLORINITEIT	BEINVLOEDING	ONTWIKKELINGS	BEINVLOEDING	ONTWIKKELINGS	BEINVLOEDING	ONTWIKKELINGS
STROMING	PARAMETER	RICHTING	PARAMETER	RICHTING	PARAMETER	RICHTING
(mg Cl/l)
(cm/s)	...	STI <- LBT]	0/-	SPK <- BRA]	0/+	BRA <- SPK/SPG]
(weken)	+	STI <- SPK]	0/+	SPK <- LFG]	0/-	beinvl. stadia]
(b) (m)	+	STI <- LBT, SPK]	+	SPK <- STI]	0/+	beinvl. stadia]
(d) (cm)	-	STI <- LBT, SPK]	-	SPK <- SPG]	+	(SPG <- SPK)]
					0/+	beinvl. stadia]

BIJLAGE 7.2 b: BEINVLOEDING VAN WATEREN OP HET NIVEAU VAN ECOTOOTYPEN.

[illegible]

[illegible]

[illegible]

[illegible]

[illegible]

RIN-rapporten en IBN-rapporten kunnen besteld worden door overschrijving van het verschuldigde bedrag op postbanknummer 94 85 40 van het DLO-Instituut voor Bos- en Natuuronderzoek (IBN-DLO) te Wageningen onder vermelding van het rapportnummer. Uw girobetaling geldt als bestelformulier; toezending geschiedt franco.

Gebruik **geen verzamelgiro** omdat het adres van de besteller niet op onze bijschrijving komt zodat het bestelde niet kan worden toegezonden.

To order RIN and IBN reports advance payment should be made by giro transfer of the price indicated in Dutch guilders to postal account 94 85 40 of the **DLO Institute for Forestry and Nature Research, P.O.Box 23, 6700 AA Wageningen, The Netherlands**. Please note that your payment is considered as an order form and should mention only the report number(s) desired. Reports are sent free of charge.

-
- 88/30 P.F.M. Verdonschot & R. Torenbeek, Lettercodering van de Nederlandse aquatische macrofauna voor mathematische verwerking. 75 p. f 10,-
- 88/31 P.F.M. Verdonschot, G. Schmidt, P.H.J. van Leeuwen & J.A. Schot, Steekmuggen (Culicidae) in de Engbertsdijkvenen. 109 p. f 16,-
- 88/33 H. Eijsackers, C.F. van de Bund, P. Doelman & Wei-chun Ma, Fluctuerende aantallen en activiteiten van bodemorganismen. 85 p. f 13,50
- 88/35 A.J. de Bakker & H.F. van Dobben, Effecten van ammoniakemissie op epifytische korstmossen; een correlatief onderzoek in de Peel. 48 p. f 7,50
- 88/36 B. van Dessel, Ecologische inventarisatie van het IJsselmeer. 82 p. f 13,-
- 88/38 P. Opdam & H. van den Bijtel, Vogelgemeenschappen van het landgoed Noordhout. 65 p. f 9,-
- 88/39 P. Doelman, H. Loonen & A. Vos, Ecotoxicologisch onderzoek in met Endosulfan verontreinigde grond: toxiciteit en sanering. 34 p. f 6,-
- 88/40 G.P. Gonggrijp, Voorstel voor de afwerking van de groeve Belvédère als archeologisch-geologisch element. 13 p. f 3,-
- 88/41 J.L. Mulder (red.), De vos in het Noordhollands Duinreservaat. Deel 1: Organisatie en samenvatting. 32 p.
- 88/42 J.L. Mulder, idem. Deel 2: Het voedsel van de vos. 78 p.
- 88/43 J.L. Mulder, idem. Deel 3: De vossenpopulatie. 129 p.
- 88/44 J.L. Mulder, idem. Deel 4: De fazantenpopulatie. 59 p.
- 88/45 J.L. Mulder & A.H.Swaan, idem. Deel 5: De wulpenpopulatie. 76 p.
- De rapporten 41-45 worden niet los verkocht maar als serie van vijf voor f 25.
- 88/46 J.E. Winkelman, Methodologische aspecten vogelonderzoek SEP-proefwindcentrale Oosterbierum (Fr.). Deel 1. 145 p. f 19,50
- 88/48 J.J. Smit, Het Eemland en de polder Arkemheen rond het begin van de twintigste eeuw. 64 p. f 9,-
- 88/49 G.W. Gerritsen, M. den Boer & F.J.J. Niewold, Voedselécologie van de vos in Nederland. 96 p. f 14,50
- 88/50 G.P. Gonggrijp, Permanente geologische ontsluitingen in de taluds van Rijksweg A1 bij Oldenzaal. 18 p. f 4,50
- 88/52 H. Sierdema, Broedvogels en landschapsstructuur in een houtwallandschap bij Steenwijk. 112 p. f 16,-
- 88/54 H.W. de Nie & A.E. Jansen, De achteruitgang van de oevervegetatie van het Tjeukemeer tussen Oosterzee (Buren) en Echten. 18 p. f 4,50
- 88/56 P.A.J. Frigge & C.M. van Kessel, Adder en zandhagedis op de Hoge Veluwe: biotopen en beheer. 16 p. f 3,50
- 88/62 K. Romeyn, Estuariene nematoden en organische verontreiniging in de Dollard. 23 p. f 5,-
- 88/63 S.E. van Wieren & J.J. Borgesius, Evaluatie van bosbegrazingsobjecten in Nederland. 133 p. f 18,50

- 88/66 K.S. Dijkema et al., Effecten van rijzendammen op opslibbing en omvang van de vegetatie-zones in de Friese en Groninger landaanwinningswerken. Rapport in samenwerking met RWS Directie Groningen en RIJP Lelystad. 130 p. f 19,-
- 88/67 G. Schmidt & J.C.M. van Haren, Achtergronden van een steekmuggenplaag; steekmuggen (Culicidae) in de Engbertsdijkswateren 2. 162 p. f 21,-
- 88/68 R. Noordhuis, Maatregelen ter voorkoming en beperking van schade door zilvermeeuwen. 48 p. f 7,50
- 89/3 F. Maaskamp, H. Siepel & W.K.R.E. van Wingerden, Een monitoring experiment met ongewervelde dieren in graslanden op zandgrond. 44 p. f 13,50
- 89/5 R.J. Bijlsma, Remote sensing voor classificatie van de vegetatie en schatting van de biomassa op ganzenpleisterplaatsen in het waddengebied. 62 p. f 8,50
- 89/7 R. Ketner-Oostra, Lichenen en mossen in de duinen van Terschelling. 157 p. f 21,-
- 89/8 A.L.J. Wijnhoven, Effecten van aanleg, beheer en gebruik van golfbanen en mogelijkheden voor natuurtechnische milieubouw. 19 p. f 4,50
- 89/9 N. Dankers, K. Koelmaij & J. Zegers, De rol van de mossel en de mosselcultuur in het ecosysteem van de Waddenzee. 66 p. f 9,-
- 89/10 P.G.A. ten Den, Patrijzen op en rond De Hoge Veluwe. 40 p. f 6,50
- 89/11 C.J. Smit & G.J.M. Visser, Verstoring van vogels door vliegverkeer, met name door ultralichte vliegtuigen. 12 p. f 3,50
- 89/12 R. van Halewijn, Bescherming van zeevogels op het Lago-rif, Aruba, in 1988. 73 p. f 10,-
- 89/13 K. Lankester, Effecten van habitatversnippering voor de das (*Meles meles*); een modelbenadering. 101 p. f 15,-
- 89/14 A.J. de Bakker, Monitoring van epifytische korstmossen in 1988. 53 p. f 8,-
- 89/15 J.E. Winkelman, Vogels en het windpark nabij Urk (NOP): aanvaringsslachtoffers en verstoring van pleisterende eenden, ganzen en zwanen. 169 p. f 22,-
- 89/16 J.J.M. Berdowski et al., Effecten van rookgas op wilde planten. 108 p. f 16,-
- 89/17 E.C. Gleichman-Verheijen & W. Ma, Consequenties van verontreiniging van de (water)bodem voor natuurwaarden in de Biesbosch. 91 p. f 14,-
- 89/18 A. Farjon & J. Wiertz, Milieu- en vegetatieveranderingen in het schraalland van Koolmansdijk (gemeente Lichtenvoorde); 1952-1988. 134 p. f 18,50
- 89/19 P.G.A. ten Den, Achtergronden en oorzaken van de recente aantalsontwikkeling van de fazant in Nederland. 168 p. f 22,-
- 90/1 R.J. Bijlsma, Het RIN-bosecologisch informatiesysteem SILVI-STAR; documentatie van FOREYE-programmatuur en subprogramma's. 96 p. f 14,50
- 90/2 J.E. Winkelman, Vogelslachtoffers in de Sep-proefwindcentrale te Oosterbierum (Fr.) tijdens bouwfase en half-operationele situaties (1986-1989). 74 p. f 10,-
- 90/4 J.M. de Graaf, De stinzenflora van Leiden en noordelijke omgeving. 95 p. f 14,50
- 90/5 G.M. Dirkse & P.A. Slim, Naar een methode voor het monitoren van vegetatieontwikkeling in het waddengebied. 40 p. f 6,50
- 90/6 J.C.M. van Haren & P.F.M. Verdonschot, Steekmuggen (Culicidae) in de Engbertsdijkswateren 3. 61 p. f 8,50
- 90/8 H. Siepel et al., Effecten van verschillen in mestsoort en waterstand op vegetatie en fauna in klei-op-veen graslanden in de Alblasserwaard. 50 p. f 7,50
- 90/9 J.E. Winkelman, Verstoring van vogels door de Sep-proefwindcentrale te Oosterbierum (Fr.) tijdens bouwfase en half-operationele situaties (1984-1989). 157 p. f 21,-
- 90/10 P.J.H. Reijnders, I.M. Traut & E.H. Ries, Verkennend onderzoek naar de mogelijkheden voor het terugzetten van gerevalideerde zeehonden, *Phoca vitulina*, in de Oosterschelde. 36 p. f 6,-
- 90/11 M. Elbers & P. Doelman, Studie naar de mogelijke effecten op flora en fauna als gevolg van de inrichting van de Noordpunt Oost-Abtspolder als definitieve opslagplaats voor verontreinigde grond. 128 p. f 18,-
- 90/12 K. Kramer & P. Spaak, **meadowsim**, een evaluatie-instrument voor de kwaliteit van graslandgebieden voor weidevogels. 51 p. f 7,50
- 90/13 P.A. Slim & L.J. van Os, Effecten van natuurbeheer op de vegetatie in het veenweidegebied van de Donsche Laagten (Alblasserwaard). 45 p. f 7,-
- 90/14 F. Pennema, Effects of exposure to atmospheric SO_2 , NH_3 and $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$ on survival and extinction of *Arnica montana* and *Viola canina*. 60 p. f 8,50

- 90/16 J. Wiertz, Ontstaanswijze, grondwater en bijzondere plantesoorten van enkele duinvalleien op Oost-Ameland. 49 p. f 7,50
- 90/17 J.E. Winkelman, Nachtelijke aanvaringskansen voor vogels in de Sep-proefwindcentrale te Oosterbierum (Fr.). 209 p. f 26,50
- 90/18 N.J.M. Gremmen & R.J.B. Zwanikken, De haalbaarheid van een kennisstelsel voor heidebeheer. 49 p. f 7,50
- 90/19 N. Dankers, K.S. Dijkema, P.J.H. Reijnders & C.J. Smit, De Waddenzee in de toekomst - waarom en hoe te bereiken? 137 p. f 18,50
- 90/21 W.J. Wolff, Verslag van de workshop op 2 oktober 1990 te Wageningen gewijd aan het Rapport van de Werkgroep II van het Intergovernmental Panel on Climate Change. 63 p. f 9,-
- 91/1 L.M.J. van den Bergh, De grauwe gans als broedvogel in Nederland. 31 p. f 5,50
- 91/2 W.A. Teunissen, De uitstralingseffecten van geluidsproductie van de militaire 25 mm schietbaan in de Marnewaard op plaatskeuze en gedrag van watervogels in het Lauwersmeergebied binnendijs. 101 p. f 15,-
- 91/3 G.J.M. Wintermans, De uitstralingseffecten van militaire geluidsproductie in de Marnewaard op het gedrag en de ecologie van wadvogels. 60 p. f 8,50
- 91/6 J. Wiertz, De dassenpopulatie in Nederland 1960-1990. 76 p. f 10,-
- 91/8 H. van Dobben, Monitoring van epifytische korstmossen in 1989. 62 p. f 8,50
- 91/9 A. de Gee, J.H. van Meerendonk & N. Dankers, Munitieresten in de Waddenzee; chemische belasting door militaire schietactiviteiten. 36 p. f 6,50
- 91/10 K.S. Dijkema et al., Natuurtechnisch beheer van kwelderwerken in de Friese en Groninger Waddenzee: greppelonderhoud en overig grondwerk. 156 p. f 20,50
- 91/11 F. Maaskamp & H. Siepel, Overlast van dazen rond het zwembad van Maarheeze. 9 p. f 3,50
- 91/12 A.J. Verkaik, Verspreidings- en verplaatsingspatronen van muskusratten *Ondatra zibethicus* in Flevoland. 79 p. f 13,-
- 1991-1 N. Dankers et al., The Wadden Sea in the future - why and how to reach?
RIN contributions to research on management of natural resources. 108 p. f 16,-
- IBN-rapport 91/1 M.J.S.M. Reijnen & R.P.B. Foppen, Effect van wegen met autoverkeer op de dichtheid van broedvogels. 110 p. f 16,-
- IBN-rapport 91/2 **i d e m** Opzet en methoden 44 p. f 7,-
- IBN-rapport 92/1 P.F.M. Verdonchot, J. Runhaar, W.F. van der Hoek, C.F.M. de Bok & B.P.M. Speken, Aanzet tot een ecologische indeling van oppervlaktewateren in Nederland 174 p. f 22,-

januari 1992

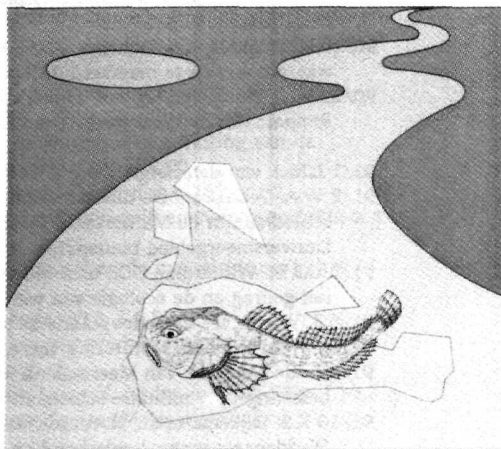
Ecologische karakterisering van oppervlakte- wateren in Overijssel

Dit boek is een produkt van een jarenlange samenwerking tussen het Rijksinstituut voor Natuurbeheer en de provincie Overijssel. Een ecologische indeling van wateren is nodig voor goed waterbeheer. Met dit boek kunnen ecologische doelstellingen op korte en middellange termijn gerealiseerd worden; het bevat praktische adviezen voor een gedifferentieerd waterbeheer. Ook kunnen de maatregelen op hun ecologische effecten worden beoordeeld.

301 pagina's
prijs f 40,-
bestelcode: EKO0

ECOLOGISCHE KARAKTERISERING VAN OPPERVLAKTETWATEREN IN OVERIJSSSEL

Piet F.M. Verdonchot



Provincie Overijssel

Rijksinstituut voor Natuurbeheer

Ecologie van kleine landschapselementen

Kleine landschapselementen vormen voor veel soorten planten en dieren van het cultuurlandschap biotoop en ecologische infrastructuur. In 1986 wijdde het RIN een studiedag aan dit thema. In het verslag hiervan werd een overzicht gegeven van de stand van het onderzoek en er is ruime aandacht besteed aan praktijkproblemen van de landinrichting.

88 pagina's, geïllustreerd
prijs f 20,-
bestelcode: KLE



Ecologie van kleine landschapselementen

Rijksinstituut voor Natuurbeheer

De boeken zijn te bestellen door het verschuldigde bedrag over te schrijven op postbanknummer 94 85 40 van het Instituut voor Bos- en Natuuronderzoek (IBN-DLO) te Wageningen onder vermelding van de bestelcode. Uw overschrijving geldt als bestelformulier. De portokosten zijn voor onze rekening.